

**UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA
SEDE QUITO**

**CARRERA:
INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Trabajo de titulación previo a la obtención del título de:
INGENIEROS AMBIENTALES**

**TEMA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO1 USANDO
DIAGRAMAS DE BLOQUES Y VALIDACIÓN CON UN REACTOR
BIOLÓGICO DE LODOS ACTIVOS MEZCLA COMPLETA A ESCALA
PILOTO**

**AUTORES:
HENRY STALYN QUINTUÑA TACO
EDWIN ANDRÉS TIGSE TUQUERES**

**TUTOR:
JUAN GABRIEL MOLLOCANA LARA**

Quito, marzo del 2021

CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR

Nosotros Henry Stalyn Quintuña Taco, con documento de identificación N.º 1750014654, y Edwin Andrés Tigse Tuqueres con documento de identificación N.º 1722300553, manifestamos nuestra voluntad y cedemos a la Universidad Politécnica Salesiana la titularidad sobre los derechos patrimoniales en virtud de que somos autores del trabajo de titulación intitulado: **IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO1 USANDO DIAGRAMAS DE BLOQUES Y VALIDACIÓN CON UN REACTOR BIOLÓGICO DE LODOS ACTIVOS MEZCLA COMPLETA A ESCALA PILOTO**, mismo que ha sido desarrollado para optar por el título de: INGENIEROS AMBIENTALES, en la Universidad Politécnica Salesiana, quedando la Universidad facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente. En aplicación a lo determinado en la Ley de Propiedad Intelectual, en nuestra condición de autores nos reservamos los derechos morales de la obra antes citada. En concordancia, suscribimos este documento en el momento que hacemos entrega del trabajo final en digital a la Biblioteca de la Universidad Politécnica Salesiana.



Henry Stalyn Quintuña Taco

1750014654



Edwin Andrés Tigse Tuqueres

1722300553

Quito, marzo del 2021

DECLARATORIA DE COAUTORÍA DEL DOCENTE TUTOR

Yo declaro que bajo mi dirección y asesoría fue desarrollado el Trabajo Experimental:
**IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO1 USANDO
DIAGRAMAS DE BLOQUES Y VALIDACIÓN CON UN REACTOR
BIOLÓGICO DE LODOS ACTIVOS MEZCLA COMPLETA A ESCALA
PILOTO**, realizado por Henry Stalyn Quintuña Taco y Edwin Andrés Tigse Tuqueres,
obteniendo un producto que cumple con todos los requisitos estipulados por la
Universidad Politécnica Salesiana, para ser considerados como trabajo final de titulación.

Quito, marzo del 2021



Juan Gabriel Mollocana Lara

1721700647

DEDICATORIA

A mis padres Henry Manuel Quintuña Loachamin y Carmen Cecilia Taco Delgado que son los pilares de la persona que soy ahora, ya que pese a todos los problemas que surgen en la vida me han enseñado a sobrellevarlos y asimilarlos, a mi hermana Dayanna Quintuña que no es solo una hermana también es mi mejor amiga, sin siquiera notarlo ella es alguien fundamental en mi vida, a mi hermano Leandro Quintuña que con su inocencia propia de un niño me recuerda que esto solo es un paso más y que cada vez hay que seguir mejorando como personas y como profesionales.

Henry

Primero dedicar a Dios por darme la oportunidad de compartir este éxito con las personas más queridas y apreciadas en mi vida, a mis padres Edguin Guillermo Tigse Recalde y María Etelvina Tuqueres Pichamba por tener la paciencia más grande del mundo y por brindarme siempre su cariño y su experiencia en cada paso que doy sé que aún tengo varias metas que cumplir en la vida para que se sienta totalmente orgulloso de su hijo pero este es el primer paso y lo conseguí gracias a ustedes, a mis hermanas Zandy y Mayury por ser mis compañeras de vida mis amigas, por darme su cariño en cada momento difícil, a mis amigos que aun pocos pero más que amigos mis hermanos que en cada situación difícil han estado siempre para darme una mano y por último, y el más importante a mi hijo Ismael Tigse que aunque no existía aun en este camino universitario le deseo dedicar a él con todo mi amor para que en algún futuro sepa que todo se puede lograr no importa cuán difícil sea.

A cada uno de los docentes que estuvieron en este camino agradecerles por cada palabra y enseñanza que nos brindaron.

Andrés

ÍNDICE

1.INTRODUCCIÓN.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo general:	3
2.2 Objetivos específicos:.....	3
3. MARCO TEÓRICO.....	4
3.1 Aguas residuales	4
3.1.1 Introducción de aguas residuales.....	4
3.1.2 Definición.	4
3.1.3 Características del agua residual.....	5
3.2 Lodos activos.....	6
3.3 Modelos ASM.....	7
3.3.1 ASM1.....	9
3.4 Reactor mezcla completa.....	19
3.5 Diagramas de bloque.....	20
3.6 MatLab y su herramienta Simulink	21
3.6.1 Guía para utilizar Simulink.....	22
3.6.2. Ejemplo de un diagrama de bloques.....	23
3.6.3 Desarrollo del modelo para un reactor de mezcla completa.....	25
3.7 Protocolo STOWA	28

3.8 Coeficiente de determinación R^2	30
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
4.1 Elaboración y diseño de la planta piloto.....	31
4.1.1 Diseño del reactor.....	31
4.1.2 Construcción del reactor y materiales.	32
4.2 Muestreo del agua residual doméstica.....	34
4.2.1 Área para la toma de muestras.....	34
4.2.2 Toma de agua residual y muestreo	35
4.3 Análisis de laboratorio.....	38
4.4 Desarrollo del modelo ASM1	40
4.4.1 Ecuaciones parametrizadas del modelo ASM1 en diagramas de bloques.....	40
4.4.2 Determinación de condiciones iniciales y parámetros	48
4.4.3 Valores por defecto para el modelo.....	58
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	59
5.1 Datos de simulación.....	59
5.2 Análisis estadístico.	63
5.3 Discusión	69
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	71
6.1 Conclusiones.....	71
6.2 Recomendaciones	73
7. BIBLIOGRAFÍA.....	74
8. ANEXOS.....	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 <i>Esquema de agua residual</i>	6
Figura 2 <i>Componentes derivados del carbono en el modelo ASM1</i>	9
Figura 3 <i>Componentes nitrogenados en el modelo ASM1</i>	11
Figura 4 <i>Componentes y transformaciones del modelo ASM1</i>	12
Figura 5 <i>Esquema de un reactor de mezcla completa</i>	20
Figura 6 <i>Diagrama de bloques de la herramienta Simulink</i>	22
Figura 7 <i>Ejemplo de diagrama de bloques</i>	24
Figura 8 <i>Gráfica del resultado de un diagrama de bloques</i>	24
Figura 9 <i>Library Browser</i>	25
Figura 10 <i>Propiedades del Bloque</i>	26
Figura 11 <i>Parámetros para los bloques de operación</i>	26
Figura 12 <i>Diagrama del modelo ASM1</i>	27
Figura 13 <i>Mapa conceptual del protocolo STOWA</i>	29
Figura 14 <i>Esquema de la metodología</i>	31
Figura 15 <i>Diagrama del reactor</i>	32
Figura 16 <i>Foto del reactor cerrado</i>	33
Figura 17 <i>Interior del reactor</i>	34
Figura 18 <i>Imagen Satelital de la quebrada de Caupicho</i>	35
Figura 19 <i>Diagrama de bloques de r1</i>	40
Figura 20 <i>Diagrama de bloques de r2</i>	41
Figura 21 <i>Diagrama de bloques de r3</i>	42
Figura 22 <i>Diagrama de bloques de r4</i>	43
Figura 23 <i>Diagrama de bloques de r5</i>	43
Figura 24 <i>Diagrama de bloques de r6</i>	44

Figura 25 Diagrama de bloques de r7.....	45
Figura 26 Diagrama de bloques de r8	46
Figura 27 Gráfica de la DQO con los valores calibrados	54
Figura 28 DQO de un par de variables rechazadas en la calibración	55
Figura 29: Simulación de la DQO vs tiempo.....	60
Figura 30 Simulación de Kjeldahl vs tiempo	60
Figura 31 Simulación del NH_4 vs tiempo	61
Figura 32 Simulación de la DQOs vs Tiempo	61
Figura 33 Simulación de los sólidos suspendidos volátiles vs Tiempo	62
Figura 34 DQO real vs Simulado	64
Figura 35 NH_4 real vs NH_4 simulada	65
Figura 36 N Kjeldahl real vs N Kjeldahl simulada	66
Figura 37 DQO_s real vs DQO_s simulada.....	67
Figura 38 SSV real vs SSV simulada	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 <i>Características generales del agua residual</i>	5
Tabla 2 <i>Comparación entre modelos ASM</i>	8
Tabla 3 <i>Valores por default para el modelo ASM1</i>	13
Tabla 4 <i>Partes de un diagrama de bloques</i>	20
Tabla 5 <i>Valores obtenidos por la toma de muestras de pH y Temperatura</i>	36
Tabla 6 <i>Métodos de laboratorio</i>	37
Tabla 7 <i>Datos de laboratorio de los 5 días</i>	39
Tabla 8 <i>Valores medidos inicialmente</i>	48
Tabla 9 <i>Obtención del valor Icv</i>	52
Tabla 10 <i>Valores utilizados para calibrar frxs y frsi</i>	53
Tabla 11 <i>R² de las variables calibras aceptadas</i>	54
Tabla 12 <i>R² de un par de variables calibras rechazadas</i>	55
Tabla 13 <i>Valores utilizados para calibrar frxbh</i>	56
Tabla 14 <i>Valores utilizados para calibrar frxba</i>	56
Tabla 15 <i>Valores de los parámetros iniciales del modelo</i>	57
Tabla 16 <i>Valores por defecto para el modelo ASM1</i>	58
Tabla 17 <i>Valores obtenidos por la simulación en Simulink</i>	59
Tabla 18 <i>Comparación de la DQO y la DQO simulada</i>	63
Tabla 19 <i>Comparación de NH₄ y el NH₄ simulado</i>	64
Tabla 20 <i>Comparación de N Kjeldahl y el N Kjeldahl simulado</i>	65
Tabla 21 <i>Comparación de DQO_s y el DQO_s simulado</i>	66
Tabla 22 <i>Comparación de SSV y el SSV simulado</i>	67

NOMENCLATURA

b_A : Constante de decaimiento de organismos autótrofos

b_H : Constante de decaimiento de organismos heterótrofos

C_{air} : Concentración de oxígeno en el aire

DBO : Demanda bioquímica de oxígeno

DQO : Demanda química de oxígeno

DQO_p : Demanda química de oxígeno particulada.

DBO_s : Demanda bioquímica de oxígeno soluble

DQO_s : Demanda química de oxígeno soluble.

f_{rsi} : Fracción soluble inerte

f_{rxs} : Fracción particulada inerte

f_p : Fracción del decaimiento celular que forma productos inertes

i_{XB} : Contenido de nitrógeno en biomasa activa

i_{XE} : Contenido de nitrógeno en biomasa en respiración endógena

k_a : Constante de amonificación

K_{La} : Coeficiente de transferencia de oxígeno

K_{NO} : Constante de media saturación con respecto a nitrato

K_h : Constante de hidrólisis

K_{NH} : Constante de media saturación con respecto a nitrógeno amoniacal

K_{OA} : Constante de media saturación con respecto a oxígeno para organismos autótrofos

K_{OH} : Constante de media saturación con respecto a oxígeno para organismos heterótrofos

K_X : Constante de media saturación para hidrólisis

K_s : Constante de media saturación con respecto a sustrato

S_O : Oxígeno disuelto

O_2^* : Concentración de oxígeno disuelto de saturación

Q_{air} : Flujo volumétrico de aire

S_I : Materia orgánica inerte soluble

S_{NO} : Nitrato y Nitrito

S_S : Materia orgánica biodegradable soluble

S_{ND} : Nitrógeno orgánico soluble

S_{NH} : Nitrógeno amoniacal

S_S : Materia orgánica biodegradable soluble

X_I : Biomasa inerte particulada

X_{BA} : Biomasa autotrófica activa

X_{BH} : Biomasa heterotrófica activa

X_S : Biomasa biodegradable particulada

X_{ND} : Nitrógeno orgánico particulado

Y_A : Rendimiento biomasa/sustrato para organismos autótrofos

Y_H : Rendimiento biomasa/sustrato para organismos heterótrofos

η_g : Factor de eficiencia de hidrólisis

η_h : Factor de eficiencia de hidrólisis.

$\mu_{max,A}$: Constante de crecimiento máximo de organismos autotróficos

$\mu_{max,H}$: Constante de crecimiento máximo de organismos heterotróficos

RESUMEN

Los programas de simulación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son herramientas muy importantes para la evaluación de su comportamiento y su eficacia. Para este trabajo se utilizó el software MatLab y su herramienta Simulink que permite resolver ecuaciones diferenciales mediante diagramas de bloques. Se resolvió un sistema de 13 ecuaciones diferenciales correspondientes al Modelo de Lodos Activados No. 1 (ASM1; *Activated Sludge Model*) que representa la dinámica del proceso de lodos activados dentro de un reactor, este modelo necesita algunas variables que se determinaron mediante muestreos y análisis de laboratorio en un reactor a escala piloto, las cuales son: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), Sólidos Suspendidos Totales (SST), nitrógeno Kjeldahl, nitritos y nitratos.

Para validar el modelo desarrollado en Simulink se construyó un reactor biológico de mezcla completa discontinuo donde se llevará a cabo el proceso de lodos activados para la depuración del agua residual. En la toma de muestras, primero se estabilizó el pH haciéndolo neutro, luego se tomó muestras diarias para la medición de las variables del modelo ASM1; con esos resultados se compararon los datos generados en las simulaciones usando el coeficiente de determinación R^2 .

En la mayoría de las variables analizadas hubo una relación favorable entre los datos simulados y los datos obtenidos por muestras, la DQO tuvo una relación de 97%, la DQO soluble 99%, Nitrógeno amoniacal 89%, el nitrógeno Kjeldahl 44%, esto demuestra el alto grado de similitud en estas variables, la excepto en los sólidos suspendidos volátiles en donde el grado de relación fue de apenas el 4% y se encontró relación entre algunos valores por defecto y este error.

Palabras Clave: Simulación, MatLab, ASM1, Planta de aguas residuales

ABSTRACT

WWTP (wastewater plant) simulation programs are a very important tool for evaluating their behavior and effectiveness. For this work, the MatLab software and its Simulink tool were used, which allows solving differential equations using block diagrams. A system of 13 differential equations corresponding to Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) was solved, which represents the dynamics of the activated sludge process within a reactor, this model needs some variables that were determined by sampling and analysis tests in a pilot scale reactor, which are: Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), Suspended Volatile Solids (SSV), Total Suspended Solids (TSS), Kjeldahl nitrogen, nitrites and nitrates.

To validate the model developed in Simulink, a discontinuous stirred tank reactor was built where the activated sludge process will be carried out for the treatment of residual water. When taking samples, first the pH was stabilized, then daily samples were taken to measure the variables of the ASM1 model; With these results, the data generated in the simulations were compared using the coefficient of determination R^2 .

In most of the variables analyzed there was a favorable relationship between the simulated data and the data obtained by samples, the COD had a relation of 97%, the soluble COD 99%, Ammonia nitrogen 89%, the Kjeldahl nitrogen 44%, this shows the high degree of similarity in these variables, except in volatile suspended solids where the degree of relationship was only 4% and a relationship was found between some default values and this error.

Keywords: Simulation, MatLab, ASM1, Wastewater plant

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente existe un alza general en el uso de herramientas informáticas. Esto se debe a que ayudan, no solo a aumentar la eficiencia en el trabajo, sino que puede ahorrar tiempo y dinero realizando simulaciones. MatLab es un software con el cual se puede simular por la ayuda de su herramienta Simulink, esta herramienta es de mucha utilidad porque trabaja con diagramas de bloques los cuales facilitan la simulación de modelos matemáticos. (Aracil & Gómez, 2006)

La importancia de crear ambientes simulados se apoya en dos pilares, primero ayuda a evaluar que tan eficiente funciona un modelo, y la segunda es el ahorro de recursos. Al buscar estos beneficios surge la incertidumbre sobre la eficiencia de un programa para realizar simulaciones, es por esto que se busca aumentar la confianza de estos programas al presentar un modelo que sea funcional.

La planta de aguas residuales es muy compleja para simularla completamente, dado a que contiene diferentes fases para el correcto tratamiento del agua, en estas fases normalmente existen un sinnúmero de variables y en cada punto se diferencian sus procesos (Bolaños, 2014), por lo que este estudio solo se centrará en la fase de tratamiento por un reactor de mezcla completa.

Muchas veces al momento de realizar el tratamiento, los resultados esperados no resultan ser aptos para descargar al río por lo que se generan pérdidas monetarias en las plantas de agua residual (Vilanova, Santin, & Pedret, 2017). Por esta razón se ha pensado en el uso de Simulink como una herramienta de simulación muy confiable y los datos que genera pueden ser comparables con los datos reales que podremos obtener en la planta de agua residual ayudando a obtener resultados precisos. Un modo de validar este resultado es con un análisis estadístico comparando los datos generados en el software y los del

laboratorio, de esta manera podemos verificar su similitud dando una idea general del funcionamiento.

Para plantear una solución que minimice el rango de error aplicando el modelo ASM1, en primer lugar, se debe analizar de donde procede el agua residual que se va a procesar ya que, aunque muchos estudios de aguas industriales utilicen el modelo ASM1 este fue pensado para agua residual doméstica (Henze, 1986). Se requiere buscar los parámetros del modelo por lo que primero se realizará un muestreo en el reactor construido y mediante los indicadores como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), nitritos, nitratos y los sólidos suspendidos, se analizarán los parámetros iniciales que se utilizarán en la simulación por computadora (Caravaca, 2018). Para comparar el modelo con el biorreactor se avalúa los parámetros finales obtenidos con los generados por el programa, esta base de datos se compara mediante un análisis estadístico llamado coeficiente de correlación múltiple más conocido como R^2 .

El capítulo uno presenta los objetivos del trabajo de investigación, el segundo capítulo es el marco teórico en donde está toda la información necesaria para explicar el trabajo, el capítulo tres es la metodología, en él se explica cómo se realizó el proyecto, se determinan el modelado de las ecuaciones, la construcción del reactor y la toma de muestras para los datos iniciales de la simulación, en el capítulo cuatro se realiza la discusión y se muestra los resultados obtenidos y comparados mediante R^2 , el capítulo cinco es el último y en el cual están las conclusiones y recomendaciones.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general:

Implementar el Modelo de Lodos activados No. 1 (ASM1) usando diagramas de bloques y validar su comportamiento con un reactor biológico de lodos activos de mezcla completa a escala piloto.

2.2 Objetivos específicos:

- Definir la metodología de modelado y validación del modelo ASM1
- Implementar el modelo ASM1 resolviendo sus ecuaciones diferenciales a través de diagramas de bloques.
- Construir un reactor biológico de lodos activos de mezcla completa a escala piloto.
- Evaluar la similitud de la respuesta del modelo en diagrama de bloques con el reactor biológico de lodos activados de mezcla completa.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 Aguas residuales

3.1.1 Introducción de aguas residuales.

Las aguas residuales aparecieron con el surgimiento de sociedades humanas consolidadas, se originan por la necesidad del hombre por eliminar las excretas que genera diariamente. En los últimos años por el incremento de la población humana estas excretas han ido aumentando de manera exponencial hasta llegar a ser un problema medioambiental (Espigares & Pérez, 2014).

Generalmente los cuerpos de agua que reciben toda esta carga son los ríos y mares, aunque en menor proporción se han contaminado lagos y aguas subterráneas, estos cuerpos de agua debido a la concentración muy alta han perdido biodiversidad y se han convertido en focos de contaminación y enfermedades (Espigares & Pérez, 2014).

Este problema ha ido incrementado como una bola de nieve, por lo que los ecosistemas acuáticos se empiezan a degradar y al estar cerca de grandes ciudades se han destruido completamente, de este problema también acarrear diversas enfermedades por lo que empieza a existir una problemática a largo plazo muy marcada respecto a la conservación del agua (UNESCO , 2017).

3.1.2 Definición.

Las aguas residuales son aquellas que al ser utilizadas en cualquier actividad humana pierden sus características y no pueden ser utilizadas en otras actividades ya que existe gran cantidad de microorganismos y sustancias peligrosas para la salud humana (Espigares & Pérez, 2014).

Dependiendo de su origen las aguas residuales pueden clasificarse en domésticas o aguas negras la cual es agua que se genera en los hogares ya sea por aseo personal, eses, orina y limpieza en general, el agua residual industrial procede de fábricas o establecimientos

industriales estos generalmente contienen tienen aceites, detergentes, grasas y productos de origen vegetal y animal. Por último, se encuentran las aguas residuales agrícolas que son las que más contaminan a las aguas subterráneas, estas aguas proceden de todas las actividades agrícolas de las zonas rurales (Espigares & Pérez, 2014).

3.1.3 Características del agua residual.

Las aguas residuales domesticas suelen dividirse en componentes físicos, químicos y microbiológicos, en general las aguas residuales domésticas son más sencillas que las aguas residuales industriales ya que por su consistencia esta agua tiene compuestos tóxicos como fenoles e hidrocarburos (Flores & Amaringo, 2013).

Tabla 1

Características generales del agua residual

FÍSICO	• Sólidos Totales
	• Sólidos Totales suspendidos
	• Temperatura
	• Color
	• Olor
QUÍMICO	• Hidratos de Carbono
	• Proteínas
	• Lípidos
	• Grasas
	• Alcalinidad
	• Arena Metales Pesados
	• Nutrientes
	• Cloruros inorgánicos
	• Azufre
MICROBIOLÓGICOS	• Bacterias
	• Protozoos
	• Virus
	• Coliformes

Nota: adaptado por flores y Amaringo (2013)

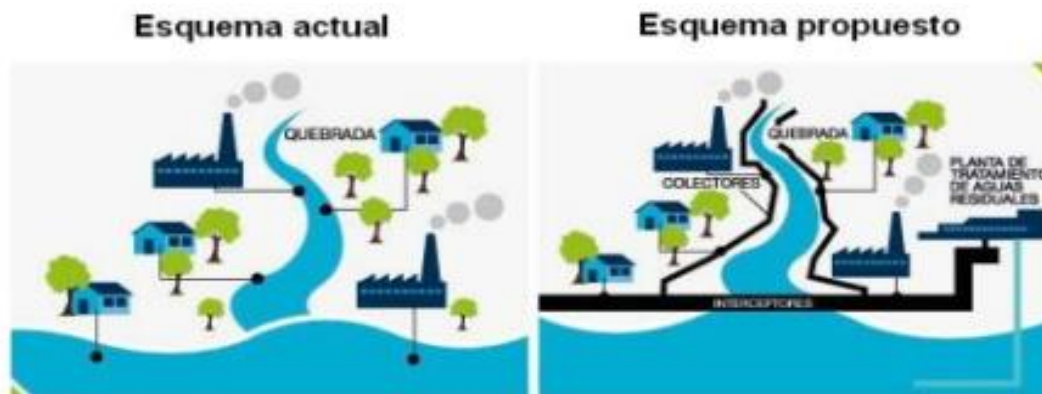
Algunos parámetros afectan a los demás como por ejemplo la temperatura siempre afectará a los microorganismos. En las aguas residuales domésticas por lo general la temperatura suele ser más elevada que la de sus suministros (Muñoz, 2008).

Las aguas residuales domésticas son una mezcla compleja de parámetros como temperatura, pH, conductividad, compuestos orgánicos e inorgánicos entre otros (Metcalf & Eddy, 1995).

El agua doméstica se descarga directamente a los ríos ya que antiguamente la densidad poblacional era baja y no había un daño ambiental significativo, al momento que la población aumenta es necesario un tratamiento de aguas tal como se propone en la Figura 1 para poder descargar al río bajo el rango mínimo permitido en la legislación ambiental.

Figura 1

Esquema de agua residual



Nota: Comparación entre una descarga con y sin una PTAR. Adaptado por Crespo Nicolás (2015)

3.2 Lodos activos

Los lodos activados se forman del agua residual ya que contiene microorganismos que bajo condiciones aerobias y por un proceso de flujo constante y partículas suspendidas comienzan a incrementar su población y generar residuos, dichos residuos son los lodos activados (Metcalf & Eddy, 1995).

Su concentración se mantiene constante dentro del reactor de lodos, en el fondo del sedimentador secundario se concentra la base sólida (lodos) esta se encuentra dividida en

parte orgánica e inorgánica, el 80% es materia orgánica (base seca) y es porcentaje restante ósea el 20% es inorgánica esto incluye K, Na, Mg, S, Ca, Fe y otros elementos (Metcalf & Eddy, 1995).

Las aguas residuales han sido modificadas con el pasar del tiempo por las actividades humanas, dando cambios notables a las características originales y a su calidad, por lo que es necesario un tratamiento previo a su reutilización o vertido. Sin embargo, el tratamiento de aguas trae siempre como consecuencia la formación de lodos activos o residuales, indeseables y difíciles de tratar y que implican un costo extra en su manejo y disposición (Oropeza, 2006).

Los lodos y sustancias solidas provenientes de los sistemas de potabilización de agua y tratamiento de desechos deben cumplir con las normas legales referentes a los desechos sólidos por lo que se regirá a lo planteado en el “Libro VI Anexo 1 del Texto Unificado de Legislación Secundario de Medio Ambiente”

3.3 Modelos ASM

Inicialmente el modelo fue desarrollado para las plantas de tratamiento de aguas domésticas, en ellas describe la remoción de carbono, materia orgánica y nitrógeno por lo que se estimó varias ecuaciones para explicar el funcionamiento y la cinética de los procesos que influyen en una PTAR (Henze, 1986).

El ASM1 describe los procesos de biotransformación en un proceso de lodos activados, el concepto del modelo se da combinado un alto valor predictivo (todas las variables manteniendo su interpretación biológica) con un tiempo de cálculo muy reducido obteniendo así variables compuestas. En general el modelo de lodos activados ASM se desarrolló para describir la tasa de consumo de la materia orgánica, la cantidad de lodos y conversión de nitrógeno y fósforo (Henze, 1986) .

En teoría existe varios modelos de lodos activos para describir la transformación y degradación de la materia orgánica estos pueden ser ASM1, ASM2, ASM2d y ASM3. El ASM1 y ASM3 son semejantes ya que ambos pueden simular la remoción de sustrato definido en términos de DQO, la diferencia radica en el número de procesos que utilizan para explicar el proceso, dado que el ASM1 es simple pero completo es el más recurrido por la comunidad científica y se lo considera como el referente de estudio para la simulación (Vallejo & Edward, 2018).

Tabla 2

Comparación entre modelos ASM

Modelos ASM		
ASM1	ASM2/ ASM2d	ASM3
<ul style="list-style-type: none"> • Remoción de la materia orgánica • Nitrificación y desnitrificación • Procesos: 8 	<ul style="list-style-type: none"> • Remoción de la materia orgánica • Nitrificación y desnitrificación • Remoción biológica del fósforo • Procesos: ASM2 19 y ASM2d 21 	<ul style="list-style-type: none"> • Remoción de la materia orgánica • Nitrificación y desnitrificación • Procesos: 12

Nota: Descripción de cada ASM. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

A lo largo de los años los modelos ASM se ha convertido en una valiosa herramienta analítica para revisar procesos de lodos en aguas residuales, estos modelos son complejos ya que su comportamiento depende del tipo de reactor que se utiliza, también factores externos como el tiempo, las condiciones ambientales y las estrategias de control de la PTAR, por lo que se requiere de programas especializados para poder tomar en cuenta todos estas variables, en la actualidad la mayoría de programas están disponibles como software libre y se lo utiliza para enseñanza, investigaciones, diseño y operación (Vanrolleghem, 2002).

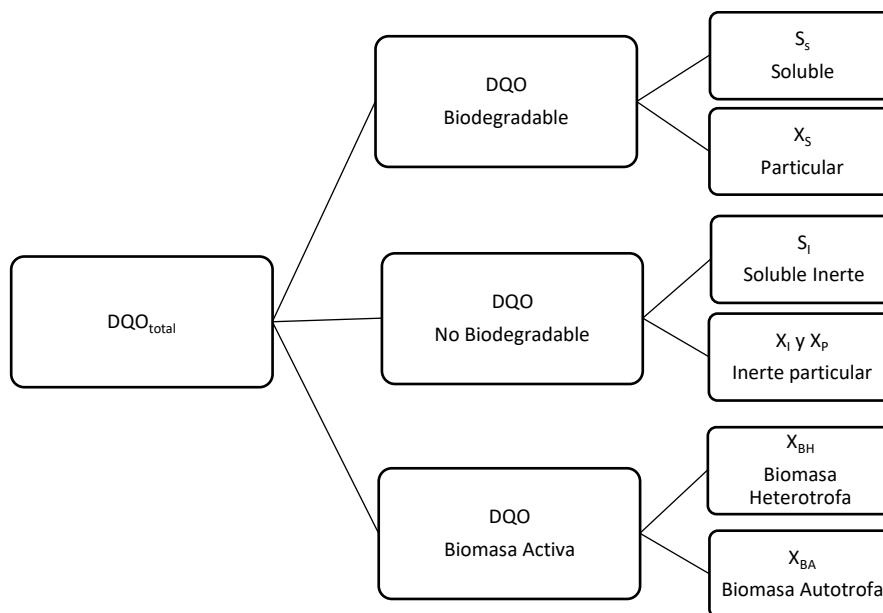
3.3.1 ASM1.

El modelo ASM1 fue desarrollado en 1987 con lo cual se busca simular la degradación de la materia orgánica, así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos con lo cual se describe los procesos de los lodos activados (Fall, 2003).

Este modelo cuenta con trece componentes diferentes, de los cuales siete son disueltos y seis son de partículas, estos componentes forman nueve procesos de los cuales tres son de crecimiento, dos de decaimiento y cuatro de hidrólisis, también dentro de los trece componentes siete se relacionan con sustancias carbonosas que se pueden medir en la DQO, las otras cuatro son de compuestos nitrogenados, la alcalinidad y el oxígeno. La alcalinidad no es un compuesto esencial, pero se utiliza mayormente para el control del pH en el proceso (Fall, 2003).

Figura 2

Componentes derivados del carbono en el modelo ASM1



Nota: Componentes carbonosos del agua y lodo: Fragmentación de la DQO. adaptado por Fall Cheikh (2003)

Según Fall (2003) la parte que es biodegradable se divide en una fracción que es rápidamente biodegradable (S_s) la cual está compuesta por materia orgánica soluble que

se adsorbe y metaboliza por los microorganismos y otra que se biodegrada lentamente (X_s) la cual está compuesta por partículas, coloides y materia orgánica compleja, esta fracción sufre una hidrólisis enzimática antes de poder ser adsorbida por lo que se trata como materia orgánica particulada. (pág.34)

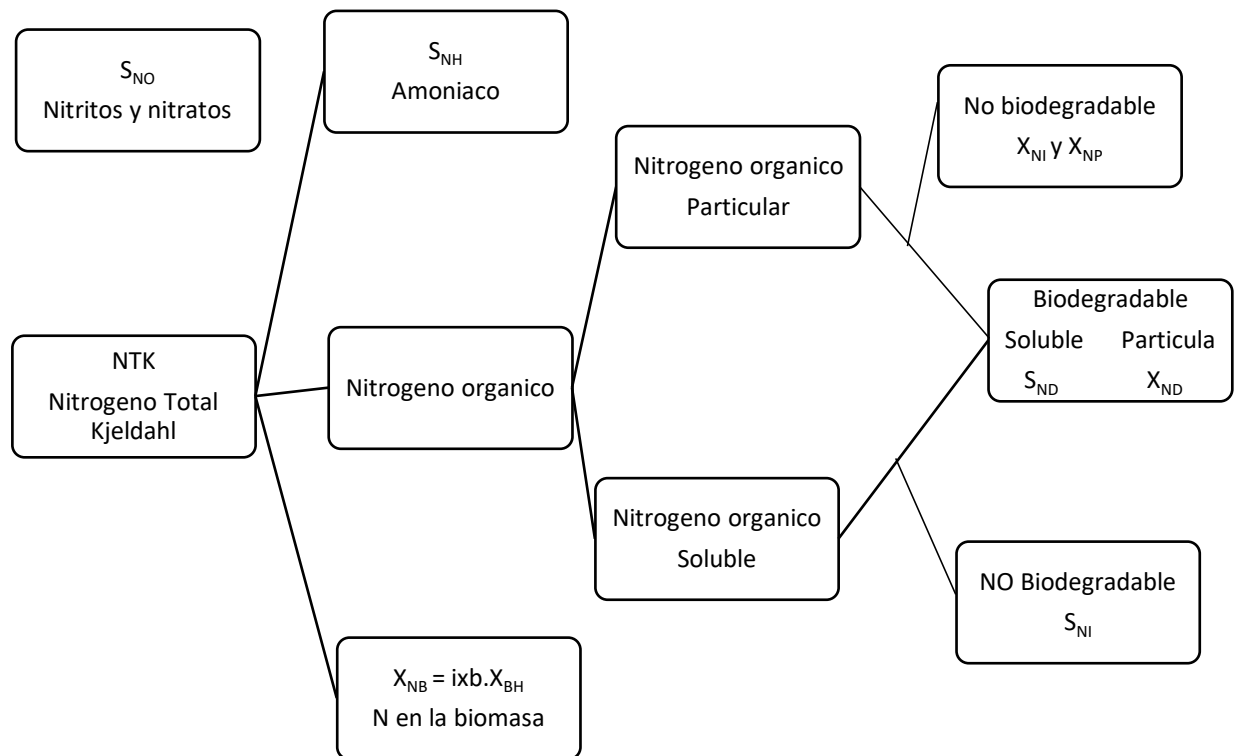
La parte de la DQO no biodegradable se divide en la fracción soluble inerte (S_i) el cual abandona la planta en el sedimentador secundario y una fracción particulada (X_i) la cual se mezcla con el lodo y contribuye en los sólidos suspendidos volátiles (Fall, 2003, pág. 23).

La biomasa activa en cambio se divide en dos grupos de microorganismos: los heterótrofos (X_{BH}) y los autótrofos (X_{BA}) es por eso que se necesita una variable que ayude a modelizar la fracción inerte de los productos producidos por el decaimiento de la biomasa la cual es X_P , la misma que no se puede diferenciar de X_i en el lodo (Fall, 2003, pág. 47).

La materia nitrogenada en cambio tiene otra división primero el modelo ASM1 tiene la capacidad de distinguir entre nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal, el primero se divide en S_{ND} y X_{ND} dependiendo de si forman materia orgánica soluble o particulada, el hecho de que estén divididas de esta forma y expresados en unidades de N permite visualizar en la matriz estequiometría la continuidad de masa de N en todas las transformaciones (Grau, 2007).

Figura 3

Componentes nitrogenados en el modelo ASM1

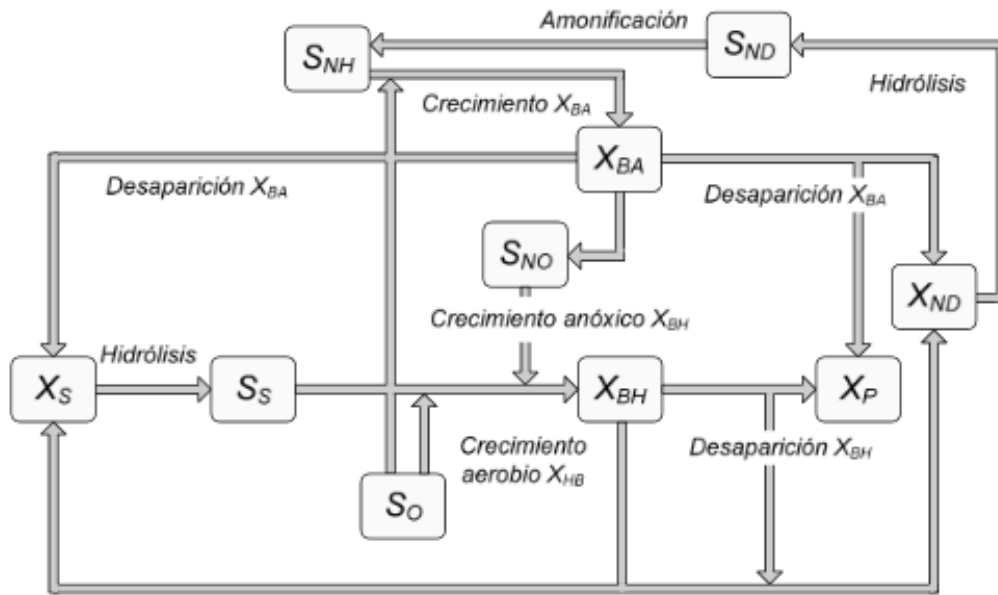


Nota: Componentes nitrogenados del agua y lodo Fragmentación del N. Elaborado por Cheikh Fall (2003)

Existen dos variables que no dependen ni del DQO ni del nitrógeno, la primera es S_O que representa la concentración de oxígeno disuelto en el agua y S_{alk} que representa la alcalinidad y que en la simulación representa las pérdidas o ganancias de alcalinidad según las transformaciones bioquímicas, por lo que es la que controla el pH (Grau, 2007).

Figura 4

Componentes y transformaciones del modelo ASM1



Nota: adaptado por Paloma Grau (2007)

En la Figura 4 se puede observar cómo se relacionan las variables del modelo ASM1, a partir de S_S se da el crecimiento de bacterias heterótrofas (X_{BH}) las cuales se generan en condiciones aerobias y anóxicas, en cambio las bacterias autótrofas (X_{BA}) oxidan completamente de un solo paso el nitrógeno amoniacal a nitratos (Grau, 2007).

2.3.1.1 Parámetros por defecto para el modelo ASM1.

Los parámetros por defecto para este modelo se han identificado por literatura reciente con modelos experimentales donde en valores de pH muy cercanos a la neutralidad estos factores apenas tienen variación por lo que se puede utilizar esos datos para un modelo inicial y estos valores son: Y_A , f_P , i_{XB} , i_{XP} , $K_{O,H}$, K_{NO} , $K_{O,A}$, b_A (Jacome & Suárez, 2012). Estos parámetros iniciales solo pueden aplicarse a una temperatura y pH específicos y solo es recomendable utilizar si no tienen datos reales, estos datos no son recomendables aplicar en aguas residuales industriales (Jacome & Suárez, 2012).

Tabla 3*Valores por default para el modelo ASM1*

Símbolo	Unidades	Valor a 10° C	Valor a 20° C
Y_A	g DQO _C /g N _{ox}	0.24	0.24
Y_H	gDQO _C /g DQO _S	0.67	0.67
f_P	Adimensional	0.08	0.08
i_{XB}	g N _C /g DQO _C	0.086	0.086
i_{XE}	g N _P /g DQO _P	0.06	0.06
μ_{H,max}	d ⁻¹	3.0	6.0
K_S	mg DQO/L	20.0	20.0
K_{O,H}	mg O ₂ /L	0.2	0.2
K_{NO}	mg N-NO ₃ ⁻ /L	0.5	0.5
b_H	d ⁻¹	0.20	0.62
η_g	Adimensional	0.8	0.8
η_h	Adimensional	0.4	0.4
k_h	g DQO _{lento.degrad.} /g DQO _C /d	1.0	3.0
K_x	g DQO _{lento.degrad.} /g DQO _C	0.01	0.03
μ_{A,max}	d ⁻¹	0.3	0.8
K_{NH}	mg N-NH ₄ ⁺ /L	1.0	1.0
K_{O,A}	mg O ₂ /L	0.4	0.4
k_A	L/ mg DQO/ d	0.04	0.08
b_A	d ⁻¹		0.3

Nota: Valores que se toma por defecto. Elaborado por Jacome y Suárez (2012)

2.3.1.2 Ecuaciones del modelo ASM1.

El ASM1 contiene ocho procesos que son las ecuaciones del 1 al 8 tomadas de (Brunaud, 2008), que se explican a continuación:

Crecimiento aeróbico de organismos heterótrofos

Solo S_s interviene en el crecimiento, X_s debe sufrir una hidrólisis antes de que se transforme en S_s , este crecimiento se modeliza bajo el método de Monod en donde pueden ser limitantes S_s y S_o , según Fall (2003) este proceso es el que más contribuye a la remoción de la DQO, producción de biomasa nueva y la demanda de oxígeno.

$$r1 = \mu_{max,H} \left(\frac{S_s}{S_s + K_s} \right) \left(\frac{S_o}{S_o + K_{OH}} \right) X_{BH} \quad (1)$$

Crecimiento anaeróbico de organismos heterótrofos

Los microorganismos se comportan diferente en la ausencia de oxígeno ya que son capaces de utilizar nitratos como aceptores con S_s como sustrato, de este proceso se genera biomasa heterótrofa y nitrógeno gaseoso (Fall, 2003).

$$r2 = \eta_g \mu_{max,H} \left(\frac{S_s}{S_s + K_s} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) X_{BH} \quad (2)$$

Crecimiento aeróbico de organismos autótrofos

El amoníaco se oxida en nitratos por un proceso de nitrificación de etapa única generando nueva biomasa además de darse un consumo adicional de oxígeno. este proceso es muy importante en el consumo de oxígeno, por el contrario la formación de lodo es pequeña debido que la tasa de crecimiento de los autótrofos es muy baja (Fall, 2003).

$$r3 = \mu_{max,A} \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) \left(\frac{S_o}{S_o + K_{OA}} \right) X_{BA} \quad (3)$$

Decaimiento de organismos heterótrofos

El proceso de decaimiento incluye fenómenos como lisis, respiración endógena y muerte, el modelo ASM1 tiene un tratamiento diferente del enfoque tradicional en donde se atribuía a la respiración endógena, en cambio el modelo trabaja bajo muerte-

regeneración, este proceso no presenta ninguna pérdida de DQO y tampoco tiene un consumo directo de oxígeno ya que produce residuos orgánicos inertes y tiene la misma velocidad en condiciones aerobias y anaerobias (Fall, 2003).

$$r_4 = b_H X_{BH} \quad (4)$$

Decaimiento de organismos autótrofos

El proceso se modeliza como el decaimiento de los heterótrofos, tienen el mismo principio y funcionamiento.

$$r_5 = b_A X_{BA} \quad (5)$$

Amonificación de nitrato orgánico soluble

Su modelo es de una cinética de primer orden con respecto de S_{ND} y respecto a la biomasa heterótrofa, normalmente se omite este proceso debido a su rapidez (Fall, 2003).

$$r_6 = k_a S_{ND} X_{BH} \quad (6)$$

Hidrólisis de materia orgánica biodegradable particulada

La materia orgánica lentamente biodegradable (X_S) esta enredada en los flocs biológicos donde sufre un rompimiento y solubilización por el efecto de las enzimas extracelulares. (Fall, 2003)

$$r_7 = K_h \left(\frac{X_S/X_{BH}}{X_S/X_{BH} + K_X} \right) \left[\left(\frac{S_O}{S_O + K_{OH}} \right) + \eta h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left[\left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) \right] \right] X_{BH} \quad (7)$$

Hidrólisis de nitrógeno orgánico particulado

El nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) es parte de la materia orgánica particulada (X_S) por lo que la tasa de hidrólisis del primero está determinada por la del segundo por lo que el modelo demuestra proporcionalidad entre las dos tasas (Fall, 2003).

$$r_8 = r_7 X_{ND}/X_S \quad (8)$$

Al tener estos ocho procesos ya definidos se puede realizar el balance de masas para las otras once ecuaciones diferenciales simultaneas, las ecuaciones se presentan a continuación.

$$\frac{dS_I}{dt} = 0 \quad (9)$$

$$\frac{dS_S}{dt} = -\frac{1}{Y_H}r_1 - \frac{1}{Y_H}r_2 + r_6 \quad (10)$$

$$\frac{dX_I}{dt} = f_p r_4 + f_p r_5 \quad (11)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = (1 - f_p)r_4 + (1 - f_p)r_5 - r_6 \quad (12)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = r_1 + r_2 - r_4 \quad (13)$$

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = r_3 - r_5 \quad (14)$$

$$\frac{dS_O}{dt} = \frac{1-Y_H}{Y_H}r_1 - \frac{4,57-Y_A}{Y_A}r_3 + \frac{Q_{air}}{V}C_{air} + K_L a(O_2^* - O_2) \quad (15)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{1-Y_H}{2,86Y_H}r_2 + \frac{1}{Y_A}r_3 \quad (16)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -i_{XB}r_1 - i_{XB}r_2 - (i_{XB} - \frac{1}{Y_A})r_3 + r_6 \quad (17)$$

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = -r_6 + r_8 \quad (18)$$

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = (i_{XB} - f_p i_{XE})r_4 + (i_{XB} - f_p i_{XE})r_5 - r_8 \quad (19)$$

2.3.1.3 Ecuaciones relacionadas con las variables de estado.

La DQO establecida se forma por la suma de la materia orgánica inerte soluble (S_I), materia orgánica biodegradable soluble (S_S), la biomasa inerte particulada (X_I) y la biomasa biodegradable particulada (X_S); por lo que según Loaiza (2007) la ecuación se presenta de la siguiente manera.

$$DQO = X_I + X_S + S_I + S_S \quad (20)$$

Estas variables a su vez forman dos grupos, la demanda química de oxígeno particulada (DQO_p) y la demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) (Loaiza, 2007), esta última está conformada por las variables solubles de la ecuación 20 por lo que se expresa de la siguiente manera:

$$DQO_s = S_I + S_S \quad (21)$$

Para hallar la materia orgánica inerte soluble (S_I) se puede multiplicar la DQO soluble por un coeficiente que indique su fracción soluble inerte ($frsi$), lo que genera la siguiente ecuación:

$$S_I = frsi * DQO_s \quad (22)$$

S_I se despeja de la ecuación 21 y se obtiene la S_S .

$$S_S = DQO_s - S_I \quad (23)$$

Para calcular las variables particuladas, primero hay que obtener el valor de la DQO_p la cual se puede conseguir mediante la diferencia entre la DQO total y la DQO soluble.

$$DQO_p = DQO - DQO_s \quad (24)$$

Este valor sirve para obtener la biomasa biodegradable particulada (X_S) multiplicándolo por un coeficiente que indica su fracción particulada biodegradable ($frxs$) dando como resultado la siguiente ecuación:

$$X_S = frxs * DQO_p \quad (25)$$

Al obtener estos tres valores se despeja la biomasa inerte particulada (X_I) de la ecuación número 20 por lo que quedaría de la siguiente manera.

$$X_I = DQO - X_S - S_I - S_S \quad (26)$$

Para estimar las variables nitrogenadas se utilizarán las mediciones tanto del nitrógeno amoniacal como del nitrito y el nitrato (Brunaud, 2008) generando así las siguientes ecuaciones:

$$S_{NH} = NH_4^+ \quad (27)$$

$$S_{NO} = NO_3^- + NO_2^- \quad (28)$$

La medición del nitrógeno Kjeldahl también es de ayuda para obtener algunas variables y según Brunaud (2008) cumple la siguiente relación:

$$N_{Kjeldahl} = S_{NH} + S_{ND} + X_{ND} \quad (29)$$

Para obtener nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}) es necesario obtener el nitrógeno Kjeldahl soluble ya que al perder su componente particulado la ecuación se presenta de la siguiente manera:

$$N_{Kjeldahl\ S} = S_{NH} + S_{ND} \quad (30)$$

En caso de no poder realizar el análisis de la muestra filtrada Brunaud (2008) recomienda que se utiliza la proporción entre DQO y DQO soluble.

$$\frac{DQO}{DQO_S} = \frac{N_{Kjeldahl}}{N_{Kjeldahl\ S}} \quad (31)$$

Por último, las dos variables que faltan son X_{BH} y X_{BA} las cuales están relacionadas con sus fracciones respectivas relacionándolas con la DQO.

$$X_{BH} = frxbh * DQO \quad (32)$$

$$X_{BA} = frxba * DQO \quad (33)$$

Un parámetro importante para el análisis de las aguas residuales son los sólidos suspendidos volátiles los cuales para simular en el proceso en ASM1 se necesita algunos componentes complementarios, la primera es VSS ratio que es el promedio de los sólidos volátiles tomados en las muestras, la segunda es icv la cual es una constante que relaciona la demanda química de oxígeno particulada con los sólidos totales obtenidos en el laboratorio, al definir estas dos variables obtenemos las siguientes ecuaciones:

$$icv = \frac{DQOp}{VSSratio} \quad (34)$$

$$VSS = \frac{DQOp}{icv} \quad (35)$$

Con estas ecuaciones se puede obtener la relacion etre los sólidos volátiles y el tiempo.

3.4 Reactor mezcla completa

Un reactor de mezcla completa se da cuando todas las partículas se colocan homogéneamente en el volumen del tanque, estas partículas cuando salen del tanque suelen estar en relación con su población estadística, comúnmente la mezcla completa suele darse en tanques circulares y cuadrados siempre y cuando cumplan la regla de homogenizar las partículas y su distribución uniforme (Metcalf & Eddy, 1995).

Dicho reactor tiene un comportamiento general para su balance de masas, por ser un reactor de mezcla completa discontinuo solo tiene la tasa de materia acumulada y la materia reaccionante, no entra ni sale ningún flujo.

Por lo que su ecuación se representa de la siguiente manera:

$$\left(\begin{array}{c} \text{tasa de} \\ \text{materia} \\ \text{acumulada} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{tasa de materia} \\ \text{entrante} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de materia} \\ \text{Saliente} \end{array} \right) \mp \left(\begin{array}{c} \text{tasa de materia} \\ \text{reaccione} \end{array} \right)$$
$$\frac{V}{Q} = C_0 - C \quad (36)$$

En los programas de simulación las ecuaciones referentes a este reactor se adhieren al volumen y caudal que ocupa este dicho reactor.

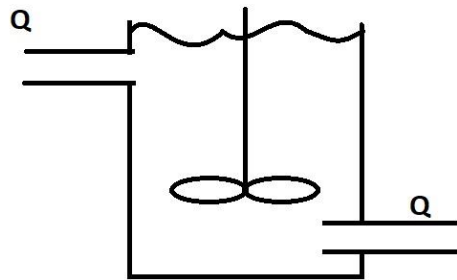
Se caracteriza por su forma de agitación lo que le da la forma de una mezcla completa perfecta y por tanto la concentración y su temperatura son uniformes en todo el espacio del tanque (Tejero, 2010).

Cada tipo reactor tiene pros y contras que se pueden generar a medida que avanza el tiempo. En la mayoría de los reactores de mezcla completa suelen tener problemas con la temperatura del agua que se encuentra dentro del tanque, por lo que los modelos Marroquín y Luyben se enfocan en el control y optimización de la temperatura (Tejero, 2010).

Generalmente los reactores de mezcla completa son parecidos a la Figura 5

Figura 5

Esquema de un reactor de mezcla completa



Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

3.5 Diagramas de bloque

Los diagramas de bloques son una forma de representar como se relacionan las variables de un sistema, se usa para representar el flujo de señales y la función realizada por los componentes del sistema (Blanco, Barber, Malfaz, & Salichs, 2015) un ejemplo de un diagrama de bloque se encuentra en la Figura 7.

Estos diagramas tienen diferentes partes que lo conforman:

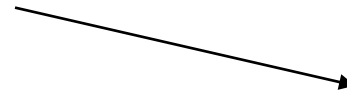
Tabla 4

Partes de un diagrama de bloques

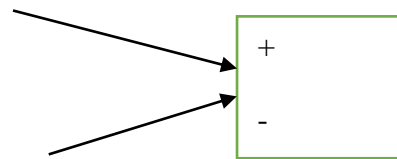
El bloque es la parte central, esta representa la información ya sea de entrada, producida o de salida se identifica con una letra que idéntica con una letra que da el nombre al proceso que se está produciendo.



Representa la dirección que toma la información la cual viene dada por la flecha



El sumador sirve para combinar dos señales generando una salida en donde los bloques se combinan e interaccionan.



Nota: adaptado de Blanco Dolores (2015)

3.6 MatLab y su herramienta Simulink

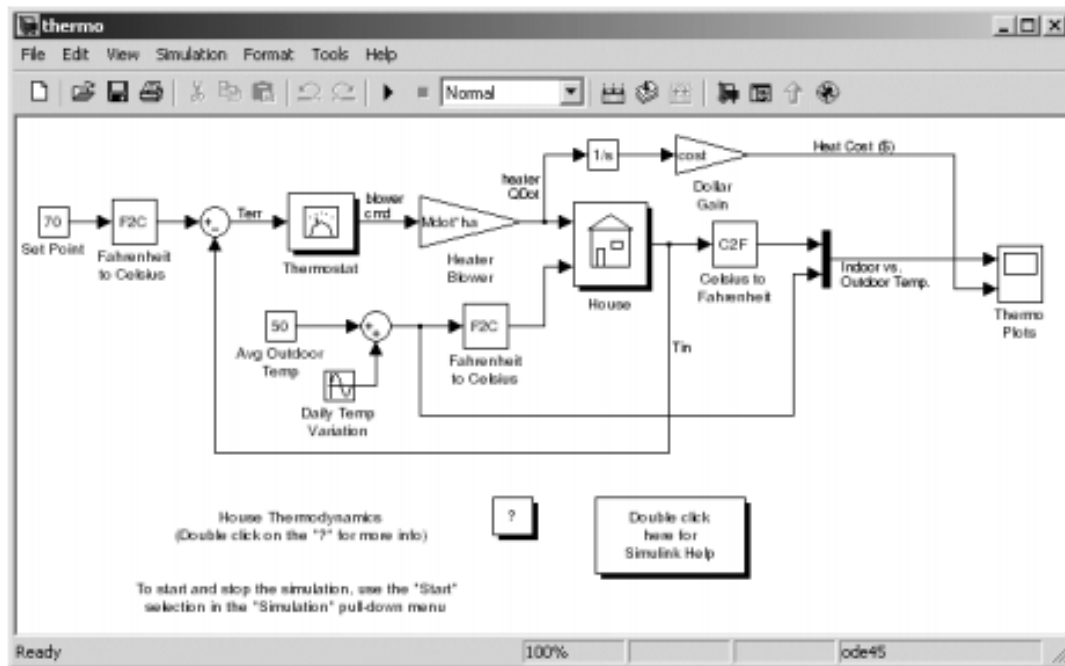
MatLab (Matrix LABoratory) es un programa dirigido al cálculo de matrices y para reducir los algoritmos que resuelven problemas matemáticos aplicada a la ingeniería, MatLab ofrece la forma de interactuar mediante una ventana donde se puede aplicar ordenes en modo texto y en la que nos da unos resultados en ventanas diferentes esta tiene sus propias funciones o barra de menú lo que hace fácil su control. Lo que le hace diferente a la MatLab de otros programas de simulación es la facilidad para trabajar con vectores y matrices (Casado, 2015).

Su uso más habitual es en la parte eléctrica, pero con el tiempo MatLab se ha implementado en diferentes campos de la ingeniería y ciencias como Biomédica, dinámica de flujos y entre otros, en estos campos es muy importante plantear un enfoque para resolver el problema técnico, calculo matricial, polinomios, ecuaciones diferenciales y gráficos (Fernandez, 2019).

Simulink es una herramienta que nos permite construir a partir de un ambiente grafico un diagrama de bloques que observe el comportamiento en el tiempo e incluso en el dominio de la frecuencia. La interfaz gráfica del Simulink es muy simple de fácil manejo, esta herramienta puede modelar y simulara una gran variedad de sistemas dinámicos los cuales pueden ser lineales no lineales, en tiempo discreto y continuo (Casado, 2015).

Figura 6

Diagrama de bloques de la herramienta Simulink



Nota: Simulink [Diagrama de bloques], The Marth Works site, 2004, Simulation and model_Based Desing

3.6.1 Guía para utilizar Simulink

Las ecuaciones diferenciales son base de muchas aplicaciones, ya que buscan describir o predecir eventos, lo más importante de representar dichos eventos radica en controlar las variables que allí se combinan, la representación de estas ecuaciones se llama modelado de sistemas y por lo complicado que normalmente resulta aplicar estas ecuaciones diferenciales en sistemas de computación (Molina, 2015).

Estas herramientas como Simulink facilitan el trabajo de modelamiento con opciones más dinámicas al momento de realizarlas, los diagramas de bloques realmente son de ayuda para comprender y analizar mucho más fácil ya que es muy amigable con el entorno que se desarrolla.

El sistema Simulink desarrolla una operación matemática en cada bloque que genera teniendo así un enfoque gráfico-numérico, estas ecuaciones deben cumplir con parámetros de entrada y salida de datos los cuales se proveerá de manera manual o generará automáticamente el programa al interconectar las ecuaciones por lo que es más fácil de entender (Molina, 2015).

Para implementar un diagrama de bloques como un sistema interactivo, primero se parte creando los bloques en el menú en donde encontraremos diferentes opciones de ecuaciones simples. Estos bloques se modifican dando doble clic sobre cada uno de ellos con lo que se pueden cambiar sus parámetros o valores luego de su interconexión. Lo segundo es cambiar los nombres a los bloques y asignar las variables o señales haciendo doble clic en el lugar en que se van a colocar. De igual forma se debe salvar el modelo especificándole un nombre. Por último, se procede a simular el sistema, por lo que se hace necesario configurar el tiempo de simulación (Sapena, 2015, pág. 78).

3.6.2. Ejemplo de un diagrama de bloques

Mediante la siguiente ecuación diferencial de primer orden se procede a representar en MatLab con la herramienta de Simulink los diagramas de bloques.

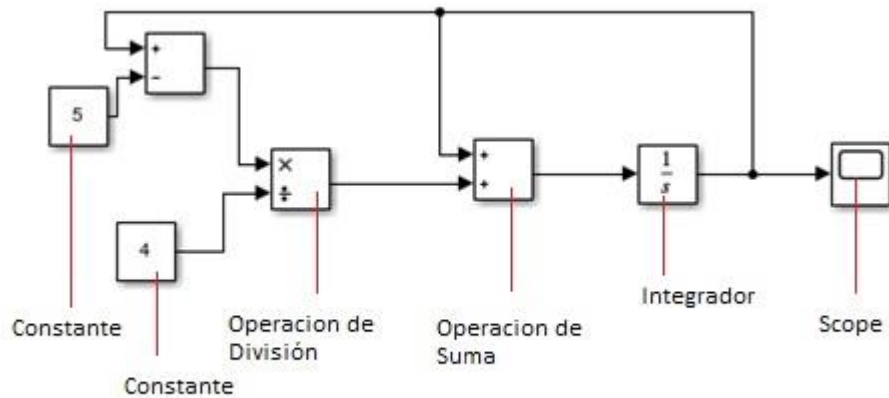
$$\frac{dx}{dt} = \frac{x - 5}{4} + x$$

Utilizando “Library Browser” se extrae diferentes bloques como las constantes, integrador, operaciones y “Scope”, el cual una vez presentado la ecuación diferencial se procede a utilizar los bloques, en este caso las constantes serán los números que tiene la ecuación, que se unirán a los bloques de operación y estas seguirán el orden de la misma mediante las líneas, al final toda la operación se unirán a un bloque de integración para

obtener el valor de X y esto a la vez se unirá al bloque “Scope” el cual tiene la función de dar la gráfica y respuesta de esta ecuación deferencial.

Figura 7

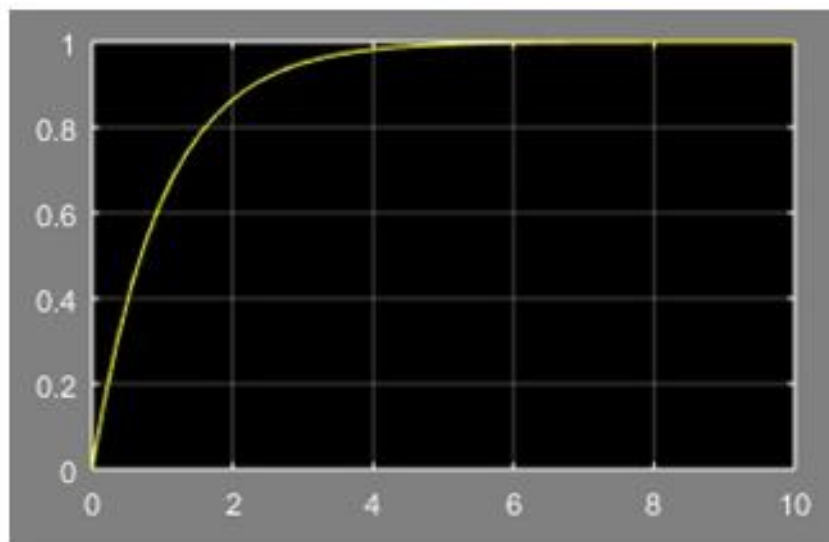
Ejemplo de diagrama de bloques



Nota: diagrama básico creado en Simulink. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 8

Gráfica del resultado de un diagrama de bloques



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

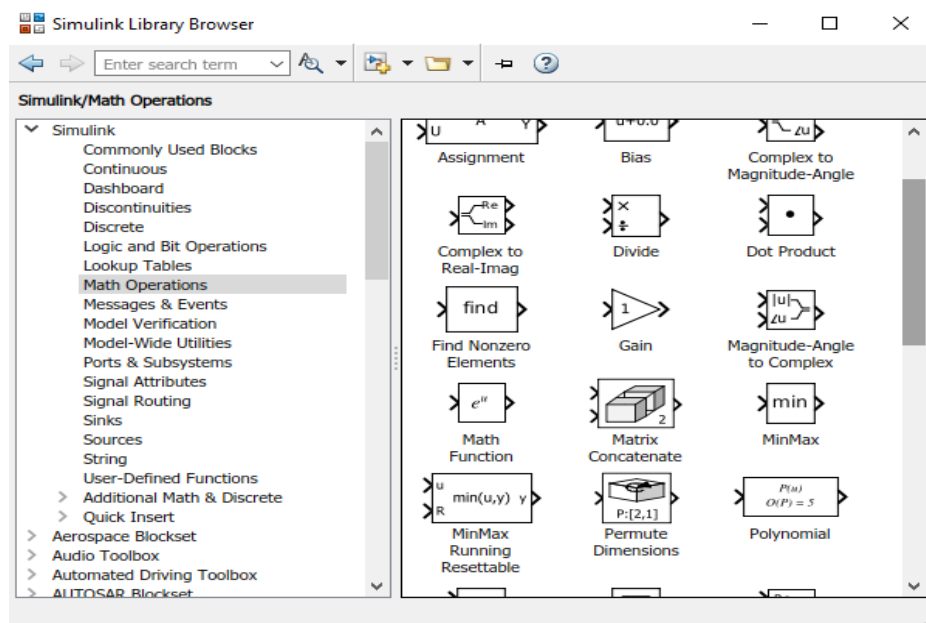
3.6.3 Desarrollo del modelo para un reactor de mezcla completa.

Luego de estimar el comportamiento de un reactor de mezcla completa con balance de masas se procede a implantar dichas ecuaciones en el programa MatLab simulando el comportamiento del reactor en la computadora.

Mediante la utilización de Simulink, herramienta de MatLab se elabora los diagramas de bloques con relación a las ecuaciones obtenida en el modelo ASM1 e implementadas en un reactor de mezcla completa, cada diagrama se lo conecta dependiendo de las operaciones que estas ecuaciones requieran, “Library Browsers” permite una amplia variedad de operaciones como lo indica en la Figura 9.

Figura 9

Library Browser

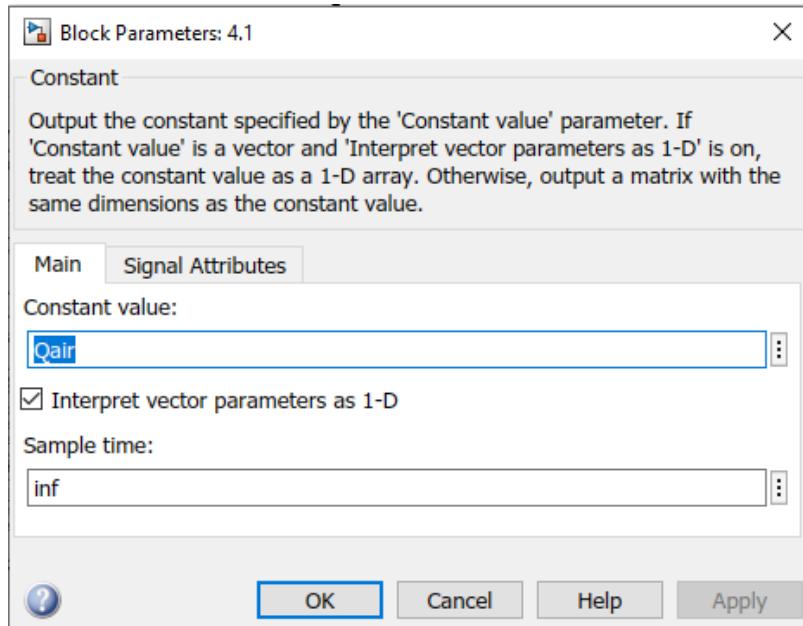


Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Cada bloque sea operación o una constante tiene sus propiedades lo que permite la edición de los valores ya sea esta una constante o a la vez si es una operación permite el cambio de signo o el aumento de este.

Figura 10

Propiedades del Bloque

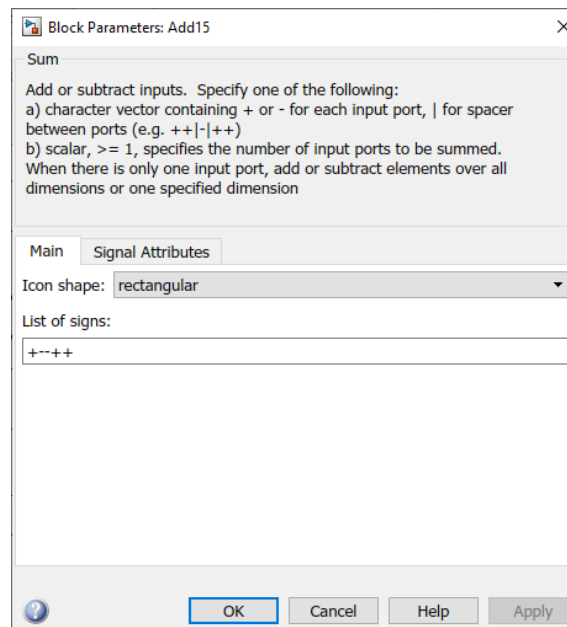


Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Los bloques de operación pueden ser modificados agregando o disminuyendo los signos en caso de que sean bloques de suma o multiplicación.

Figura 11

Parámetros para los bloques de operación

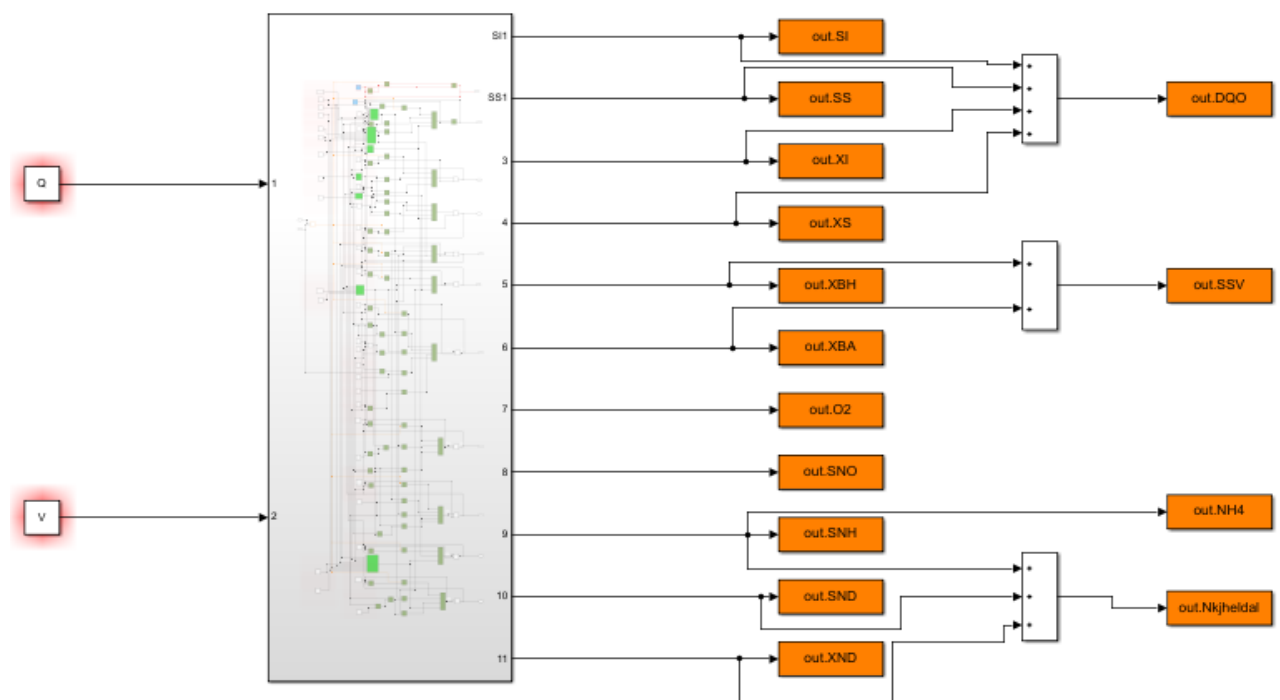


Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Una vez laborado cada ecuación con sus constantes y sus operaciones en el diagrama de bloque se forma subsistemas, para minimizar el amplio diagrama también se ubica el nombre de cada constante en las entradas y las salidas.

Figura 12

Diagrama del modelo ASM1



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

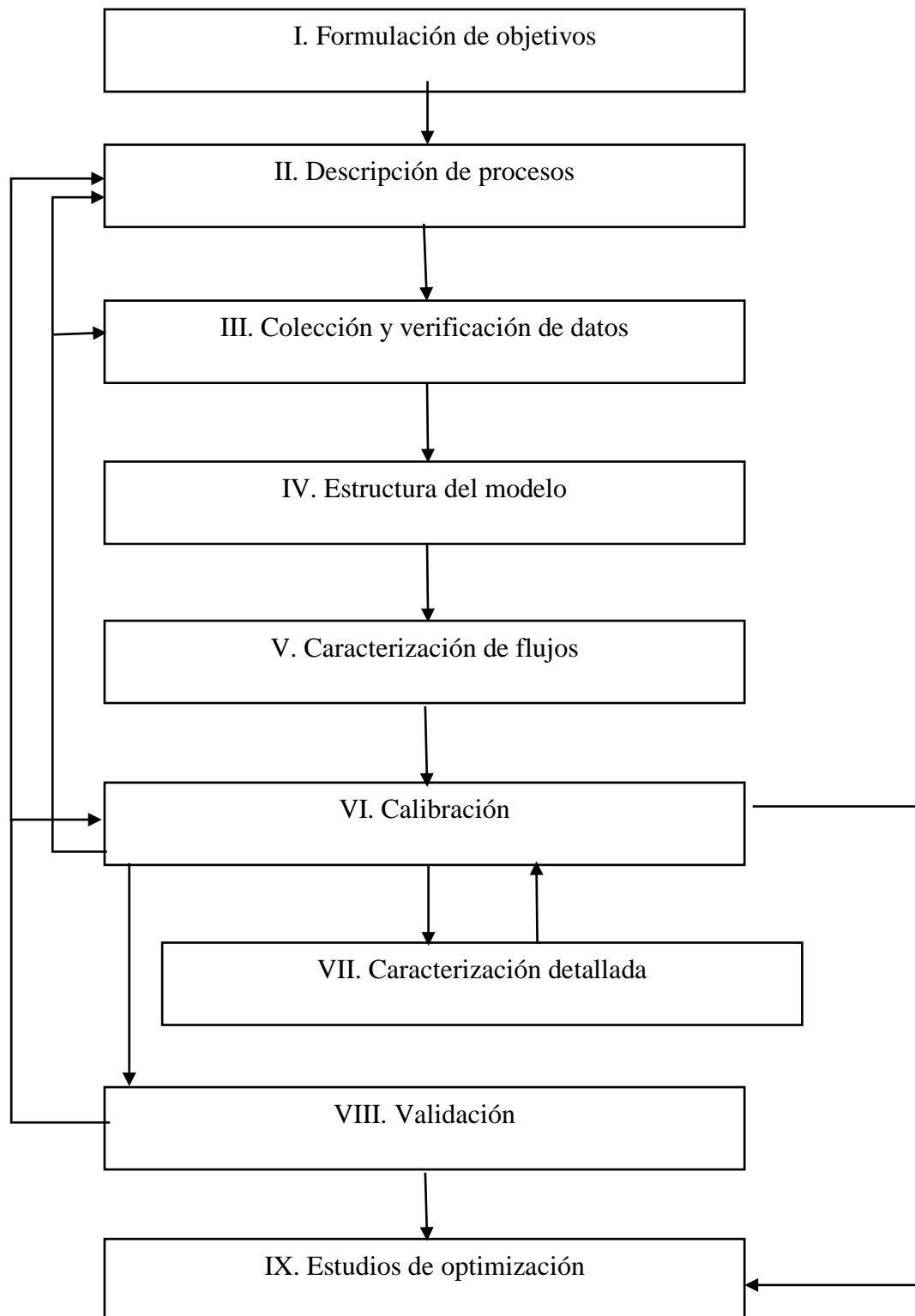
Se ingresa los valores de cada constate en la ventana de comando de MatLab de esa forma se puede manipular los valores de cada constante sin la necesidad de ingresar a Simulink y buscar en cada diagrama de bloque, el programa MatLab da la facilidad de hacer una base de datos con el fin de tener tablas de cada constante con respecto al tiempo.

3.7 Protocolo STOWA

El protocolo de STOWA obedece a un trabajo realizado por Hulsbeek (2002) por lo que también este protocolo se lo conoce por el nombre de su creador, esta validado puesto que se ha usado para calibrar más de 100 PTAR por lo que la estructura no se puede cambiar y es la que se muestra a continuación:

Figura 13

Mapa conceptual del protocolo STOWA



Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Este protocolo se basa en inventarios de otras estructuras de protocolos anteriores, no es necesario que todo el proceso sea evaluado ya que es mejor evaluar solo partes de la PTAR a menos que todo estece calibrado si ese fuera el caso se puede modelar todo el sistema, es importante tener en consideración todas las entradas y salidas, así como los sistemas de recirculación para que este protocolo se lleve de una manera correcta.

Para la recolección de resultados primero se recomienda definir la composición y el volumen de las muestras, así como la composición de esta, los componentes a calibrar son: el amonio en el efluente, el ion nitrato y la composición del lodo. Con estos parámetros y un monitoreo continuo hasta que termine el proceso se lleva a cabo el protocolo STOWA (Hulsbeek & Kruit, 2002).

Se hace llamar Protocolo fisicoquímico de caracterización propuesto por la asociación holandesa de investigación aplicada al agua, para determinación de fraccionamiento de la DQO en aguas residuales.

3.8 Coeficiente de determinación R^2

El coeficiente R^2 es u a herramienta en la cual evalúa mediante una recta de regresión los valores de la muestra y se demuestra como la variabilidad total de la variable dependiente y está esta explicada por la muestra de regresión (Laguna, 2014). Este coeficiente entrega valores entre el 0 y el 1 y mientras más cerca este de 1 mejor será la comparación de muestras ya que la asociación entre ambas variables tendrá mejor fuerza y viceversa si la variable tiende a 0.

Su fórmula es:

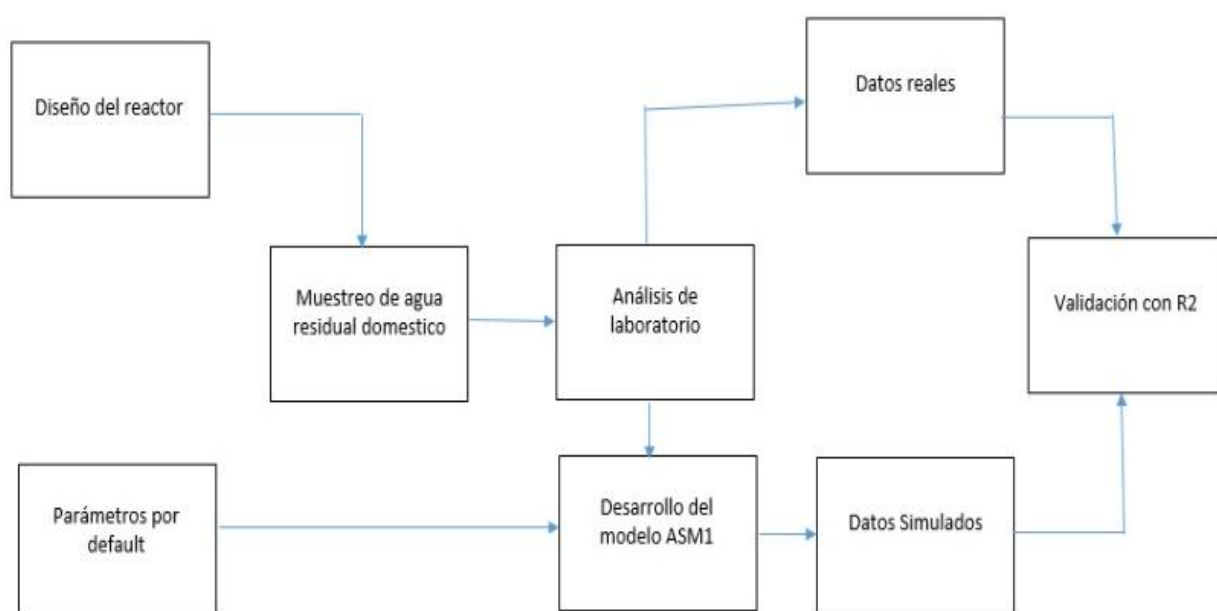
$$R^2 = 1 - \frac{s_e^2}{s_y^2} \quad (37)$$

4. MATERIALES Y MÉTODOS

La complejidad del desarrollo de aplicaciones de simulación conlleva una organización para no omitir pasos importantes, por lo que se elaboró un mapa conceptual con todos los pasos a seguir en la metodología (**Figura 14**). Aquí se puede observar que a partir del diseño del reactor se procede al muestreo de agua residual para así tener los análisis del laboratorio y con esto desarrollar el modelo ASM1 implementando a esto los parámetros por defecto con lo cual se obtiene los datos reales y los simulados validando su relación con R^2

Figura 14

Esquema de la metodología.



Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

4.1 Elaboración y diseño de la planta piloto

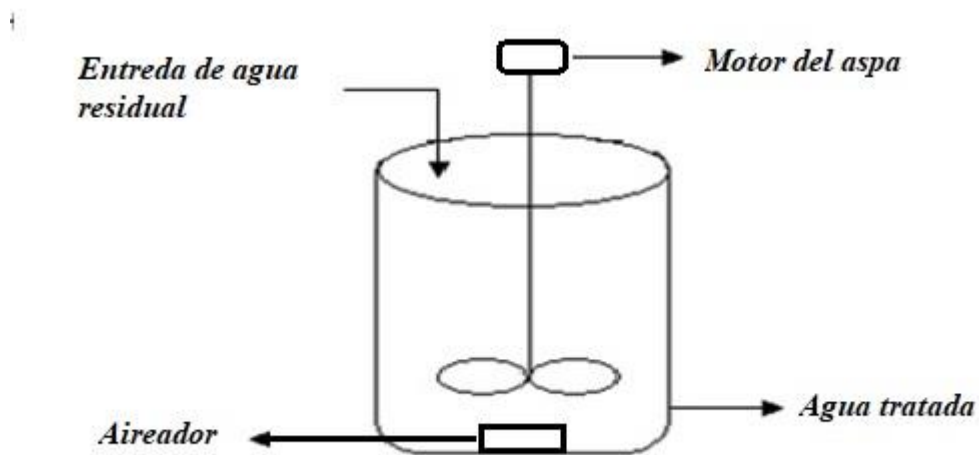
4.1.1 Diseño del reactor.

En el diseño de este reactor se deben respetar todas las características esenciales en los reactores de mezcla completa, además de implementar el aireador para una mejor remoción y eficiencia este debe estar ubicado en la parte inferior del reactor, el reactor de

mezcla completa debe necesariamente homogenizar su contenido, preferentemente el contenedor del agua residual debe ser redondo para que así se homogenice mejor, la tubería debe estar ubicada en la parte de arriba para la entrada y al fondo para la salida del agua para que ayudado de la gravedad salga el agua tratada, con estas características y también conociendo el volumen del reactor a realizarse ya se puede diseñar.

Figura 15

Diagrama del reactor



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

4.1.2 Construcción del reactor y materiales.

Al momento de terminar el diseño se procede a la construcción para lo cual se utilizó los siguientes elementos:

- Tubería de $\frac{3}{4}$ pulgadas.
- Llaves de paso.
- Aireador de burbuja fina.
- Bomba de aire marca Zacro cuyo caudal es 5 L/min.
- Aspa y su motor rotativo.
- Tanque 19 litros de capacidad (para el cuerpo del reactor).

En este reactor se acondicionó un tanque más solo para que funja de retenedor de agua por lo que no afecta en el balance de masas ni en las ecuaciones para la simulación, ayudados de este tanque adicional podemos obtener más fácil la muestra y así compensar el agua que se retira al momento de realizar los muestreos correspondientes.

Figura 16

Foto del reactor cerrado



Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 17

Interior del reactor



Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

4.2 Muestreo del agua residual doméstica

4.2.1 Área para la toma de muestras

El proceso simulado en el estudio es el comportamiento del ASM1 en un reactor de mezcla completa, ya que dicho modelo está pensado para agua residual doméstica, es por eso por lo que se decidió por tomar las muestras en la quebrada al sur de Quito ubicada en el barrio Caupicho en donde no hay ninguna fábrica cerca por lo que esta agua es netamente de descargas de los residentes del barrio.

Figura 18

Imagen Satelital de la quebrada de Caupicho



*Nota: Imagen de la quebrada de Caupicho cerca del parque donde se tomó el agua residual.
Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña*

4.2.2 Toma de agua residual y muestreo

Cerca de la quebrada de Caupicho no existe ninguna planta de agua residual, mucho menos un reactor de mezcla completa por lo que se decidió elaborar una maqueta a escala de laboratorio para tratar el agua y observar el comportamiento del agua en un reactor.

Se requirió un total de treinta y seis litros de agua residual ya que, aunque los tanques sean de dieciocho litros de capacidad se necesitaba agua para reponer lo perdido en la toma de muestras, según la norma INEN 2 226:2000 la toma de agua se debe realizar en un solo punto a menos que se requiera evaluar los índices de una extensión grande, como para este trabajo se requiere otro tipo de datos se tomó los dieciocho litros en un solo punto.

En la norma INEN explica en qué lugares es factible tomar las muestras por lo que en el caso de la quebrada se tomó en la orilla en donde las aguas se estancan y se puede tomar una muestra homogénea.

Al momento del inicio de las funciones del reactor se realizó un pre muestreo durante un día en donde se evaluó el pH y la temperatura, este procedimiento se ejecutó porque para un buen funcionamiento del proceso ASM1 el agua debe estar en un rango aproximado

en el pH de siete además que la temperatura no debe bajar de diecinueve ni sobrepasar los veintiuno ya que algunas variables solo pueden tomarse si el agua cumple estos parámetros por lo que se obtuvo los siguientes parámetros, los equipos utilizados para este muestreo fueron un pH metro y un termómetro rudimentario, se evaluó estos dos parámetros en un rango de dos horas por muestra y se realizó cinco tomas empezando a las 10 AM e intervalos de dos horas.

Tabla 5

Valores obtenidos por la toma de muestras de pH y Temperatura

Muestra	pH	Temperatura (°C)
1	5,4	20,4
2	7,2	20,2
3	7,3	20,4
4	6,9	19,8
5	7,3	20,1

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Como se puede observar el pH de la primera muestra es ácida por lo que se debe calibrar para el modelo ASM1 ya que el pH debe ser neutro, se agregó cal para subir el pH y estabilizarlo, en el sistema ASM1 hay variables que deben tomarse solo si estos parámetros cumplen características específicas, por lo que la segunda toma de datos se estabilizó para poder usar dichos datos que funcionan solo bajo los rangos establecidos.

Después de la toma de datos para corroborar las magnitudes y estabilizarlas se empezó a realizar el muestreo diario para evaluar el comportamiento del programa, en este punto se estableció que se tomará muestras diarias y evaluará el comportamiento en DBO, DQO, nitritos, nitratos, radical amonio, nitrógeno Kjeldahl y los sólidos volátiles y suspendidos,

con los cuales se podrá observar si el software puede simular o no el comportamiento del reactor escogido.

Como lo explica en la tabla 6 fueron los métodos que el laboratorio utilizó para toma las muestras.

Tabla 6

Métodos de laboratorio

Variable	Método
DBO	APHA 5210 B Modificado
DQO	MERCK 112,28,29,132 Modificado
Nitratos	APHA 4500-NO ₃ B Modificado
Nitritos	COLORIMETRICO HACH 375 Modificado
Oxígeno disuelto	Obtención por oxímetro
NH ₄	APHA AWWA-WF2 Modificado
SSV	ECONTRO 113 Modificado
Nitrógeno Kjeldahl	APHA 4500-P C y/o C y E Modificado

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Para este trabajo se requiere tomar muestras que corroboren el funcionamiento del reactor, es por eso que se tomó una muestra diaria por el lapso de cuatro días, fueron envasadas en un recipiente de seis litros y llevadas al laboratorio, para el transporte de las muestras se llevó en una hielera y si mantener sus características, antes de tomar la muestra se evaluaba nuevamente el pH y la temperatura.

Para evaluar el oxígeno disuelto se utilizó un oxímetro ya que el valor hay que tomarlo in situ, puesto que el valor del oxígeno varia demasiado si se lo midiera al momento de entregar la muestra.

Al momento de enviar la muestra se etiquetó debidamente para evitar confusiones, y cambios en las muestras, en esta etiqueta debe constar el número de muestra, nombre del responsable de la muestra, fecha y hora de la toma, identificación del punto de muestreo, siempre de debe hacer con marcador de tinta indeleble para que no haya daños en la etiqueta.

4.3 Análisis de laboratorio.

Después de tomar todas las consideraciones en el muestreo se enviaron para que se realice los análisis en el laboratorio de ciencias químicas de la Universidad Central, los resultados se anexaron en la Tabla 7.

Tabla 7*Datos de laboratorio de los 5 días*

	DQO	DQOs	DBO5	DBO5s	SSV	N Kjeldahl	NH₄	NO₃⁻	NO₂⁻
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Muestra	1074	831	686	108,4	601,7	43,36	21,23	1,9	0,015
Inicial									
DIA 1	950,39	678,65	534,13	107,24	626,8	41,08	28,32	1,45	0,01
DIA 2	762,82	534,67	501,85	107,10	621,59	32,76	15,78	1,3	0,0023
DIA 3	632,45	345,26	500,17	106,75	620,06	26,78	9,34	1,03	0,001
DIA 4	612,35	324,56	488,46	106,84	618,25	11,34	5,55	0,63	0,00078

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

4.4 Desarrollo del modelo ASM1

El modelo ASM1 está basado en variables que se relacionan entre sí de manera parametrizada, las cuales permiten recrear el comportamiento de las aguas residuales domesticas ya que las mismas generalmente no contienen grandes cantidades de fósforo (Brunaud, 2008).

4.4.1 Ecuaciones parametrizadas del modelo ASM1 en diagramas de bloques

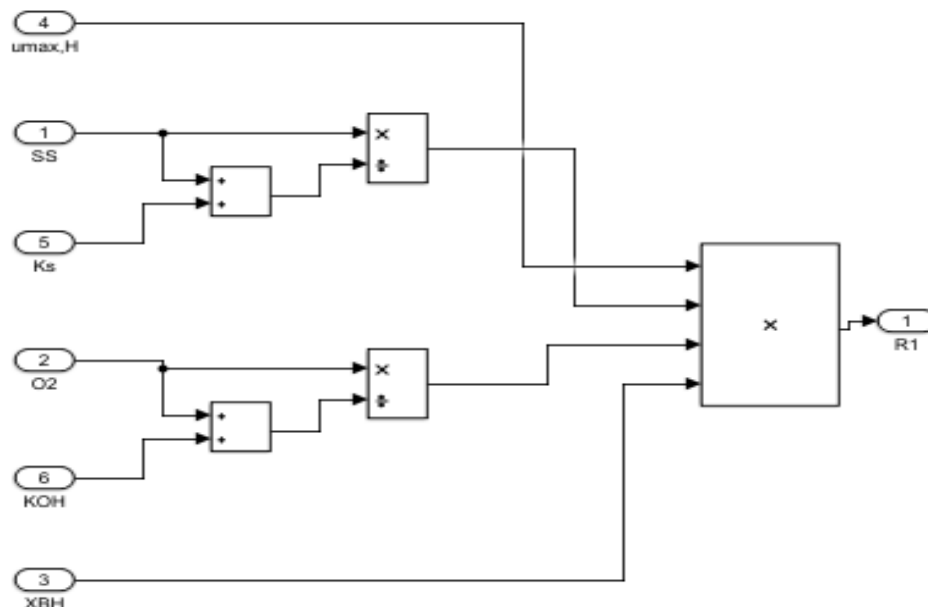
Como se explicó anteriormente el modelo consta de ocho procesos grandes los cuales al parametrizarlos en diagramas de bloques se representan de la siguiente manera:

Crecimiento aeróbico de organismos heterótrofos

$$r1 = \mu_{max,H} \left(\frac{S_s}{S_s + K_s} \right) \left(\frac{S_o}{S_o + K_{OH}} \right) X_{BH}$$

Figura 19

Diagrama de bloques de r1



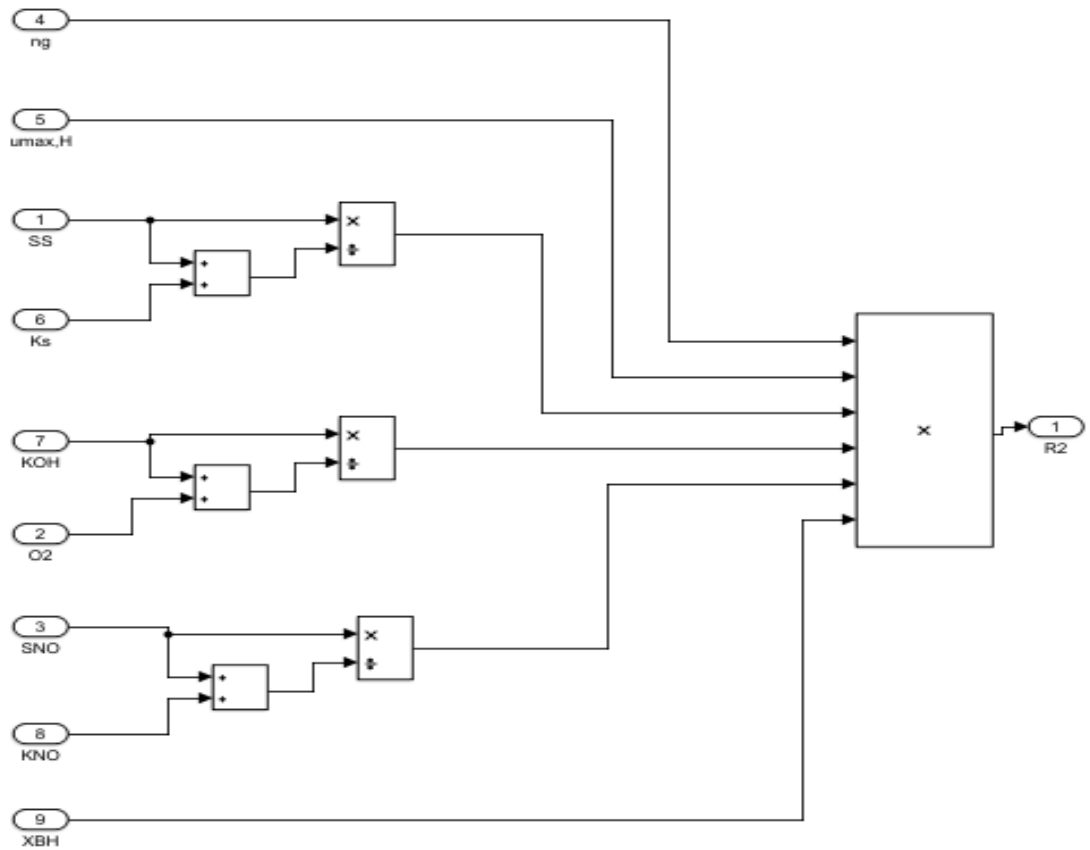
Nota: Representación de la ecuación R1 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Crecimiento anaeróbico de organismos heterótrofos

$$r_2 = \eta_g \mu_{\max, H} \left(\frac{S_s}{S_s + K_s} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) X_{BH}$$

Figura 20

Diagrama de bloques de r_2



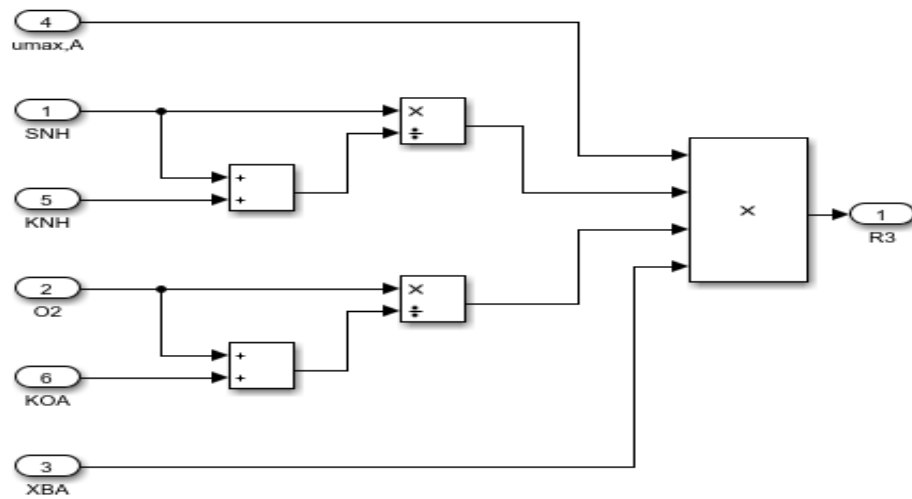
Nota: Representación de la ecuación R2 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Crecimiento aeróbico de organismos autótrofos

$$r3 = \mu_{max,A} \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{S_O + K_{OA}} \right) X_{BA}$$

Figura 21

Diagrama de bloques de r3



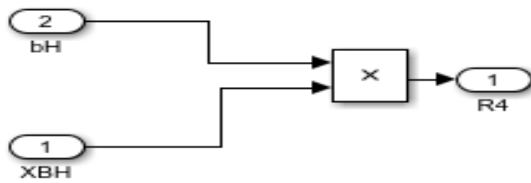
Nota: Representación de la ecuación R3 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Decaimiento de organismos heterótrofos

$$r_4 = b_H X_{BH}$$

Figura 22

Diagrama de bloques de r_4



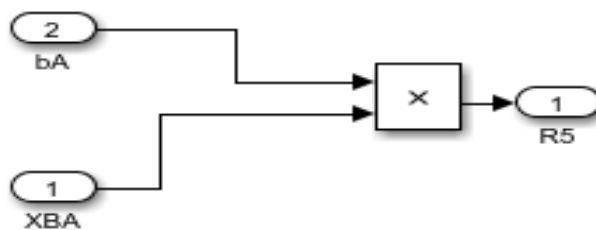
Nota: Representación de la ecuación R4 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Decaimiento de organismos autótrofos

$$r_5 = b_A X_{BA}$$

Figura 23

Diagrama de bloques de r_5



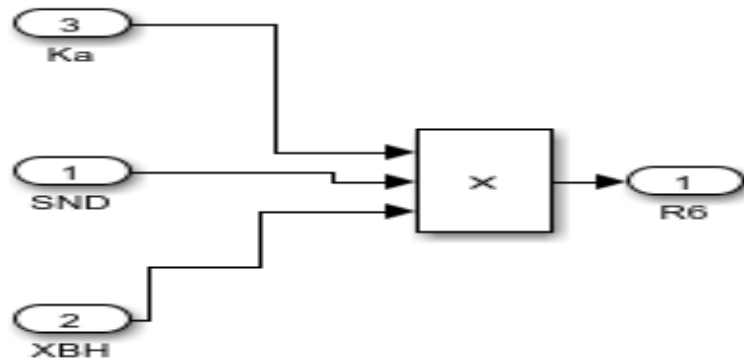
Nota: Representación de la ecuación R5 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Amonificación de nitrato orgánico soluble

$$r_6 = k_a S_{ND} X_{BH}$$

Figura 24

Diagrama de bloques de r6

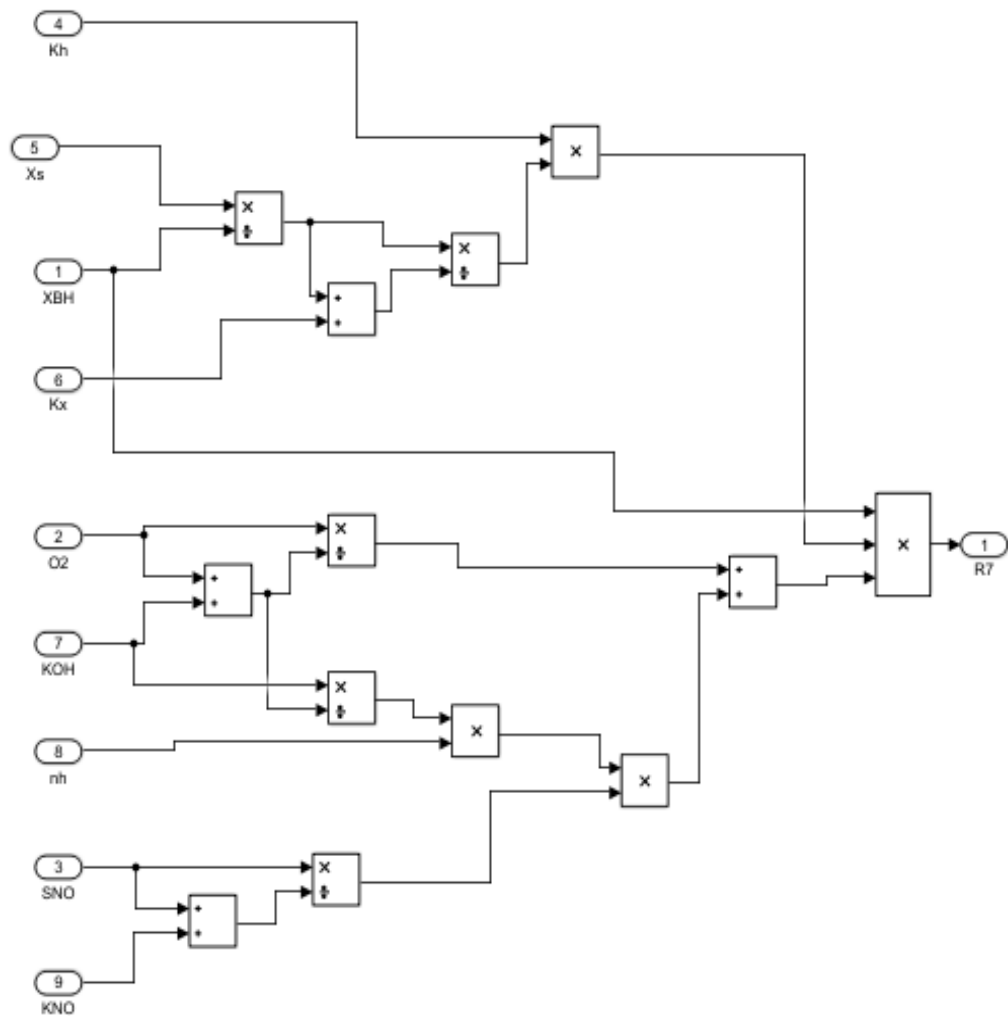


Nota: Representación de la ecuación R6 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

$$r_7 = K_h \left(\frac{X_s/X_{BH}}{X_s/X_{BH} + K_x} \right) \left[\left(\frac{S_o}{S_o + K_{OH}} \right) + \eta h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right) \left[\left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) \right] \right] X_{BH}$$

Figura 25

Diagrama de bloques de r7

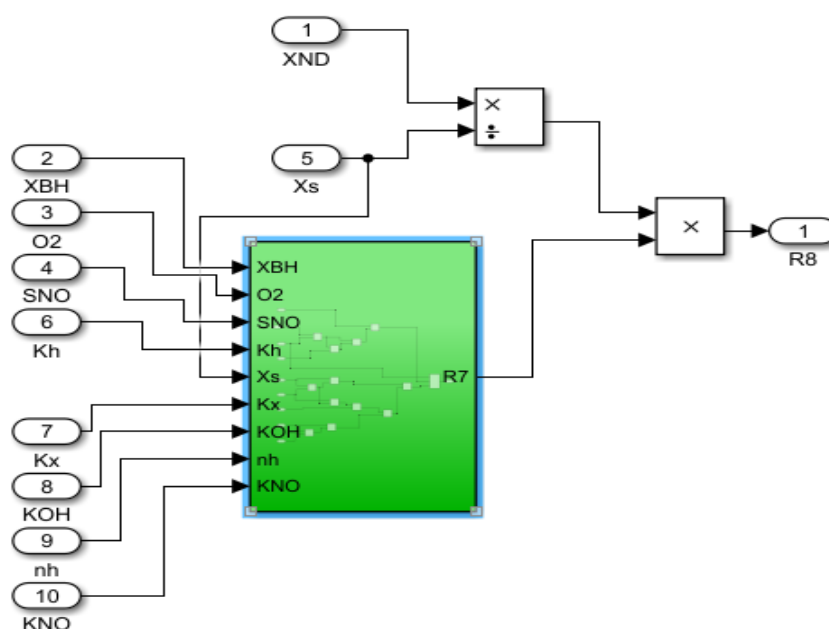


Nota: Representación de la ecuación R7 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

$$r8 = r7 X_{ND}/X_S$$

Figura 26

Diagrama de bloques de r8



Nota: Representación de la ecuación R8 en diagramas de bloques. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Para utilizar las ecuaciones que representan el modelo en Simulink se debe relacionar con la ecuación que representa el reactor ya que, de este modo, se representará todo el sistema general.

Al tener estos ocho procesos ya definidos se puede realizar el balance de masas para las otras once ecuaciones diferenciales simultaneas, el prefijo “in” denota la concentración en el flujo de entrada y además en el tiempo = 0 tal como lo explica Brunaud (2008) el modelo ASM1 es muy dinámico por lo que las ecuaciones empleadas pueden implementarse en cualquier reactor que cumpla los requisitos de mezcla completa.

$$\frac{dS_I}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{I, in} - S_I) \quad (38)$$

$$\frac{dS_S}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{S, in} - S_S) - \frac{1}{Y_H} r1 - \frac{1}{Y_H} r2 + r6 \quad (39)$$

$$\frac{dX_I}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{I, in} - X_I) + f_p r4 + f_p r5 \quad (40)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{S, in} - X_S) + (1 - f_p) r4 + (1 - f_p) r5 - r6 \quad (41)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{BH, in} - X_{BH}) + r1 + r2 - r4 \quad (42)$$

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{BA, in} - X_{BA}) + r3 - r5 \quad (43)$$

$$\frac{dS_O}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{O, in} - S_O) - \frac{1-Y_H}{Y_H} r1 - \frac{4,57-Y_A}{Y_A} r3 + \frac{Q_{air}}{V} C_{air} + K_L a (O_2^* - O_2) \quad (44)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{NO, in} - S_{NO}) - \frac{1-Y_H}{2,86Y_H} r2 + \frac{1}{Y_A} r3 \quad (45)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{NH, in} - S_{NH}) - i_{XB} r1 - i_{XB} r2 - (i_{XB} - \frac{1}{Y_A}) r3 + r6 \quad (46)$$

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{ND, in} - S_{ND}) - r6 + r8 \quad (47)$$

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{ND, in} - X_{ND}) + (i_{XB} - f_p i_{XE}) r4 + (i_{XB} - f_p i_{XE}) r5 - r8 \quad (48)$$

Todas estas ecuaciones, su dinámica y su relación entre ellas están explicadas por Henze (1986) en su reporte del ASM1.

En el caso del reactor que se utiliza el caudal debe ser 0 ya que es discontinuo, pero si son utilizadas en un sistema de mezcla completa continuo se debe poner el caudal correspondiente, esto se da porque no tiene un flujo de entrada ni de salida, pero se realiza una mezcla homogénea, por lo que se evaluará el comportamiento neto del proceso ASM1 en la simulación.

4.4.2 Determinación de condiciones iniciales y parámetros

El modelo ASM1 presenta un conjunto de valores los cuales están relacionados entre sí por ecuaciones diferenciales entrelazadas, por lo que para resolverlas requieren métodos numéricos, estos métodos sea cual sea el procedimiento requiere de un valor inicial para poder desarrollar el punto de partida de la simulación. En este caso, se utilizará el método numérico elegido de forma automática por MatLab.

3.4.2.1 Estimación de valores iniciales de las variables de estado

Para la estimación de los valores iniciales se realizó una medición de DBO, DQO, sólidos totales, nitrógeno Kjeldahl, nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos volátiles, estos se los tomó como punto de partida para el experimento, la medición se la tomo antes que el agua entrara al reactor.

En la Tabla 8 se observa el valor obtenido de estas mediciones.

Tabla 8

Valores medidos inicialmente

Parámetro	Valor	Unidades
DBO	686	mg/L
DQO	1074	mg/L
DQO soluble	831	mg/L
N_{Kjeldahl}	43,36	mg/L
NO₂⁻	0,015	mg/L
NO₃⁻	1,9	mg/L
NH₄	21,23	mg/L
SSV	601,7	mg/L

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Estos valores serán de ayuda para obtener las variables que contiene el sistema ASM1 ya que estas no pueden ser estimadas de ninguna manera y dichas variables trabajan en sistemas vectoriales, por lo que con la ayuda de las ecuaciones descritas en la sección 3.3.1.3 se las puede obtener.

Mediante la filtración de la muestra original se mide nuevamente su DQO para obtener la DQO soluble que servirá para obtener el valor de S_I y S_S :

$$S_I = frsi * DQOs$$

$$S_I = 831 * frsi$$

La constante $frsi$, que representa la fracción soluble inerte de la DQO soluble no se midió, por lo que se procederá a calibrarla mediante simulaciones. Por lado, la parte soluble biodegradable se obtiene con:

$$DQO_s = S_I + S_S$$

$$S_S = DQO_s - S_I$$

$$S_S = 831 - 831 * frsi$$

$$S_S = 831(1 - frsi) \quad (46)$$

Para obtener la DQO particulada se usó la ecuación (23) y las mediciones de la demanda química de oxígeno soluble, por lo tanto:

$$DQOp = DQO - DQOs$$

$$DQOp = 1074 - 831$$

$$DQOp = 243 \text{ mg/L}$$

Acto seguido se procede a resolver la ecuación (24) para obtener X_S .

$$X_S = frxs * DQOp$$

$$X_S = frxs * 243$$

De forma parecida, la constante $frxs$, que representa la fracción particulada soluble se estimará mediante calibración por simulaciones.

Finalmente, se despeja X_I de la ecuación general de la DQO obteniendo así todas las variables que dependen de él.

$$DQO = S_s + S_I + X_s + X_I$$

$$X_I = DQO - S_s - S_I - X_s$$

$$X_I = 243 - frxs * 243$$

$$X_I = 243(1 - frxs) \quad (47)$$

Gracias a la ayuda de los nitritos, nitratos y radical amonio se pueden obtener también algunas variables iniciales.

$$S_{NO} = NO3 + NO2$$

$$S_{NO} = 1,9 + 0.015$$

$$S_{NO} = 1,915 \text{ Mg/L}$$

$$S_{NH} = NH4$$

$$S_{NH} = 21,23 \text{ Mg/L}$$

Existe una proporcionalidad que explica Brunaud (2008) la cual permite obtener el nitrógeno Kjeldahl soluble siempre y cuando se haya muestreado tanto la DQO como la DQO_s, por lo que se obtiene la ecuación 31

$$\frac{DQO}{DQO_s} = \frac{N \text{ Kjeldahl}}{N \text{ Kjeldahl } s}$$

$$N \text{ Kjeldahl } s = \frac{N \text{ Kjeldahl} * DQO_s}{DQO}$$

$$N \text{ Kjeldahl } s = \frac{43,36 * 831}{1074}$$

$$N \text{ Kjeldahl } s = 33,58 \text{ mg/L}$$

Al momento de obtener el nitrógeno Kjeldahl soluble se puede obtener nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}) mediante la diferencia del nitrógeno Kjeldahl y el nitrógeno amoniacal (S_{NH}):

$$S_{ND} = N \text{ Kjeldahl } s - S_{NH}$$

$$S_{ND} = 33,58 - 21,23$$

$$S_{ND} = 12,35 \text{ mg/L}$$

Al haber obtenido el nitrógeno orgánico soluble se procede a evaluar el nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) con el nitrógeno Kjeldahl total.

$$X_{ND} = N \text{ Kjeldahl } - S_{NH} - S_{ND}$$

$$X_{ND} = 43,36 - 21,23 - 12,35$$

$$X_{ND} = 9,78 \text{ Mg/L}$$

Para evaluar X_{BH} y X_{BA} se utilizaron sus respectivas fracciones, estas fracciones se obtendrán posteriormente mediante calibración.

$$X_{BH} = frxbh * DQO$$

$$X_{BH} = frxbh * 1074 \quad (48)$$

$$X_{BA} = frxba * DQO$$

$$X_{BA} = frxba * 1074 \quad (49)$$

Para obtener los sólidos suspendidos se procedió a realizar una comparación entre los valores muestreados y la DQO particulada:

Tabla 9*Obtención del valor Icv*

DQO Particulada	SSV	DQO particulada / SSV
243	601,7	0,4038
271,4	626,8	0,4329
228,15	621,59	0,3670
287,19	620,06	0,4631
287,79	618,25	0,4659
	Icv	0,42

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Al obtener la constante de relación entre la DQO particulada y sólidos suspendidos volátiles llamada icv se procede a obtener la variable para simular los sólidos suspendidos.

$$SSV = \frac{DQOp}{icv}$$

$$SSV = \frac{243}{0,4}$$

$$SSV = 601,7 \frac{mg}{L}$$

Calibración

Anteriormente se explicó que existían cuatro variables que debían ser calibradas de las cuales dos son fracciones para determinar la DQO y otras dos son para determinar los microorganismos, lamentablemente no se puede estimar las ecuaciones ajustadas a el modelo utilizado, es por eso que, para obtener sus valores se realizó el siguiente proceso: Primero se debe definir el rango en que varían los parámetros para que el comportamiento del modelo tenga coherencia con el del proceso real. El rango utilizado para frxs varía

desde 0,07 a 0,18 con un lapso de 0,03 en cambio el rango de frsi varía entre 0,01 a 0,08 con un lapso de 0,02.

Luego de obtener los rangos se procede a realizar simulaciones con distintas combinaciones de los parámetros en esos rangos y por lo cual se debe elegir la combinación que genera un menor error en la DQO. Obteniendo así la siguiente tabla.

Tabla 10

Valores utilizados para calibrar frxs y frsi

Variable	Valores	Xs	Variable	Valores	Si	DQO
frxs			frsi			simulada
						día 4
frxs 1	0,07	17,01	frsi 1	0,01	16,23	1042,4
frxs 2	0,10	24,3	frsi 2	0,03	24,93	765,76
frxs 3	0,13	31,59	frsi 3	0,05	41,55	643,54
frxs 4	0,16	38,38	frsi 4	0,06	49,86	567,97
frxs 5	0,18	43,74	frsi 5	0,08	66,48	456,45

Nota: *Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.*

Utilizando los valores de frxs y frsi se simuló los cinco valores de la Tabla 9 gracias a la cual se obtuvo los valores del último día del muestreo de la DQO, ya que si lo comparásemos con el inicial todos los valores dan el mismo resultado.

Para validar el comportamiento de la calibración se procedió a estimar el R^2 de las combinaciones, pero existen muchas variables por lo que emulando el proceso se realizó las siguientes tablas:

Tabla 11

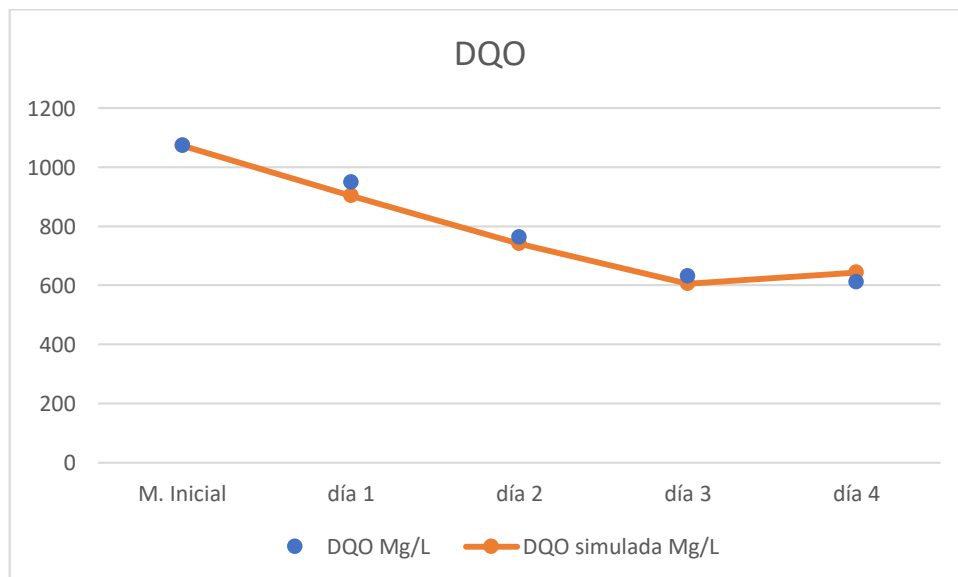
R² de las variables calibras aceptadas.

	DQO	DQO simulada	R ²
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	1074	1074	0,9789408
día 1	950,39	903,91	
día 2	762,82	741,67	
día 3	632,45	605,53	
día 4	612,35	643,54	

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 27

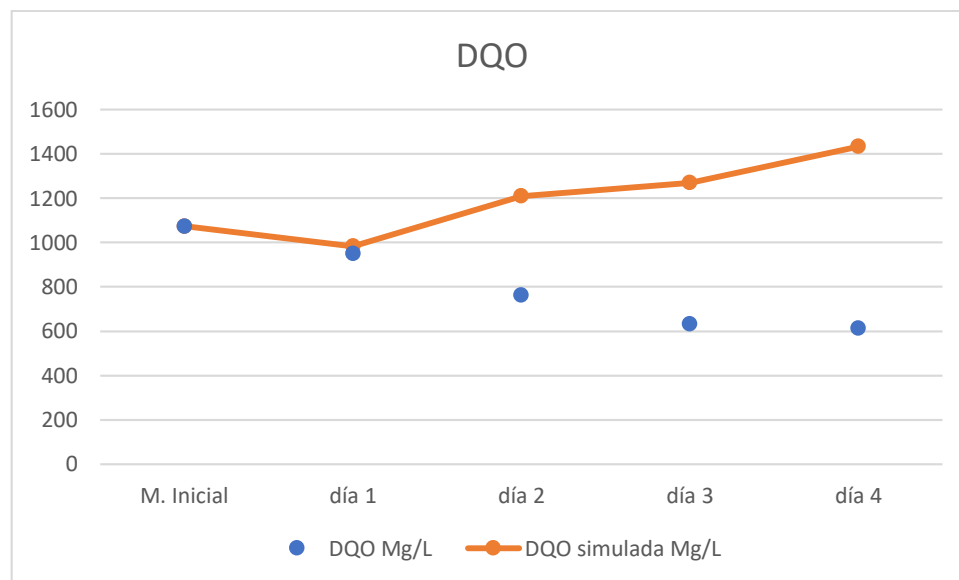
Gráfica de la DQO con los valores calibrados



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Tabla 12*R² de un par de variables calibras rechazadas*

	DQO	DQO simulada	R²
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	1074	1074	0,76197332
día 1	950,39	983,45	
día 2	762,82	1210,236	
día 3	632,45	1270,67	
día 4	612,35	1434,67	

*Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña***Figura 28***DQO de un par de variables rechazadas en la calibración**Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña*

Cuando se obtienen las variables calibradas se procede a resolver las ecuaciones 46 y 47 para calcular los valores iniciales de las variables de estado faltantes.

Para la calibración de estas dos variables se estimó valores aproximados a cero ya que se generan errores de continuidad si se utiliza cero o si son valores muy elevados, estos

errores se generan ya que estas dos variables están en muchas de las ecuaciones del modelo por lo que requiere valores cercanos a los que se tomó para que funcione correctamente.

Tabla 13

Valores utilizados para calibrar frxbh

Variable	Valores simulados	X_{BH}
frxbh 1	0	0
frxbh 2	0,0022	2,36
frxbh 3	0,01	10,74
frxbh 4	0,02	21,48
frxbh 5	0,03	32,22

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Tabla 14

Valores utilizados para calibrar frxba

Variable	Valores simulados	X_{BH}
frxba 1	0	0
frxba 2	0,00021	0,2255
frxba 3	0,0024	2,57
frxba 4	0,0026	2,79
frxba 5	0,01	10,74

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Todas estas ecuaciones fueron implantadas para el inicio de la simulación derivándose de los valores obtenidos en el laboratorio, por lo que es de suma importancia tener un

cuidadoso muestreo, apoyado con estas ecuaciones se puede cimentar toda la simulación y a la estimación de las condiciones iniciales.

Al finalizar los cálculos y las calibraciones se llegó a la obtención de los parámetros iniciales presentados en la siguiente tabla:

Tabla 15

Valores de los parámetros iniciales del modelo

Condiciones iniciales	Valor mg/L
Materia orgánica inerte soluble (S_I)	41,55
Materia orgánica biodegradable soluble (S_S)	789,45
Biomasa inerte particulada (X_I)	211,25
Biomasa biodegradable particulada (X_S)	31,59
Biomasa heterotrófica activa (X_{BH})	2,39
Biomasa autotrófica activa (X_{BA})	0,23
Nitratos y nitritos (S_{NO})	1,915
Nitrógeno amoniacal (S_{NH})	21,23
Nitrógeno orgánico soluble (S_{ND})	12,35
Nitrógeno orgánico particulado (X_{ND})	9,78

Nota: Valores obtenidos mediante cálculos. Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

4.4.3 Valores por defecto para el modelo

Para este trabajo se requiere tomar los valores iniciales del reactor a escala piloto para poder hacer una comparación y evaluar la eficiencia que tiene el programa realizado, pero dada la complejidad de las variables Henze (1986) recomienda una serie de valores ya predefinidos y que no es necesario calcular presentados en la Tabla 3:

Tabla 16

Valores por defecto para el modelo ASM1

Parámetro	valor	Unidad
Y_A	0,24	[g DQO/g N]
Y_H	0,67	[g células/g DQO]
f_p	0,08	adimensional
i_{XB}	0,086	[g N/g DQO en biomasa]
i_{XE}	0,06	[g N/g DQO en biomasa endógena]
K_s	20	[mg/L]
K_{OH}	0,2	[mg/L]
K_{NO}	0,5	[mg/L]
b_H	0,62	[1/d]
b_A	0,3	[1/d]
Hg	0,8	adimensional
ηh	0,4	adimensional
K_h	3	[g DQO/g células d]
K_X	0,03	[g DQO/g células]
K_{NH}	1	[mg/L]
K_{OA}	0,4	[mg/L]
k_a	0,08	[L/mg d]

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Los resultados se obtuvieron a partir de dos vías, la primera es la medición de los parámetros en el agua residual y la segunda es la simulación en el diagrama de bloques elaborado en Simulink en el momento que se compara algunos parámetros seleccionados se podría observar si la simulación tiene concordancia o no.

5.1 Datos de simulación

La simulación es una herramienta para la previsualización del comportamiento de sistemas del agua residual por lo que al utilizar las ecuaciones del ASM1 se obtuvo la siguiente tabla de resultados evaluados para cuatro días, se ajustó los valores diarios.

Tabla 17

Valores obtenidos por la simulación en Simulink

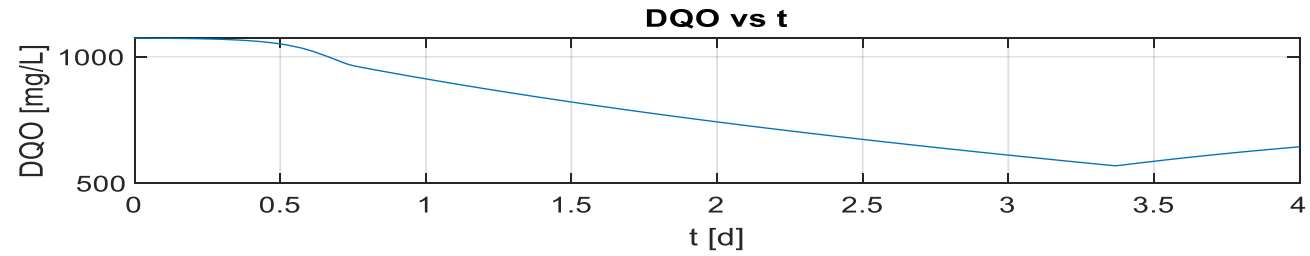
	DQO	DQOs	SSV	NH₄	N Kjeldahl
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1074	831	601,7	21,23	43,36
DIA 1	903,91	584,59	620,45	23,7	34,6
DIA 2	741,67	333,24	850,01	9,5	27,37
DIA 3	605,53	61,05	1174,48	0	22,74
DIA 4	643,54	41,6	1420,06	0	28,11

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Estos parámetros son con los que se evaluará el comportamiento del biorreactor analizando los mismos parámetros en ambos sistemas y evaluando en condiciones parecidas por lo que se empezó a comparar los datos obtenidos en el biorreactor y en programa.

Figura 29

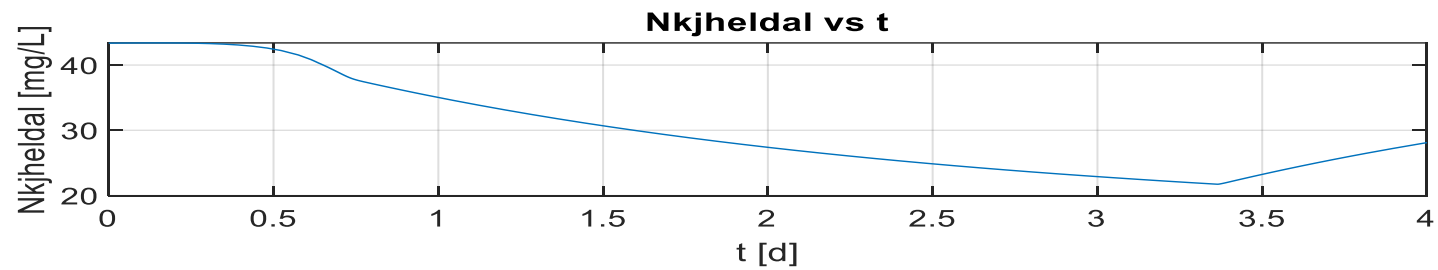
Simulación de la DQO vs tiempo



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Figura 30

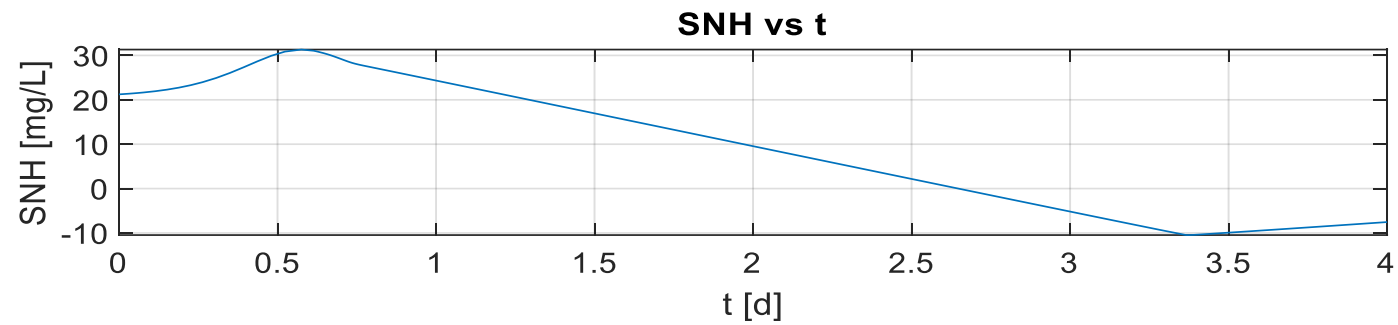
Simulación de N Kjeldahl vs tiempo



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Figura 31

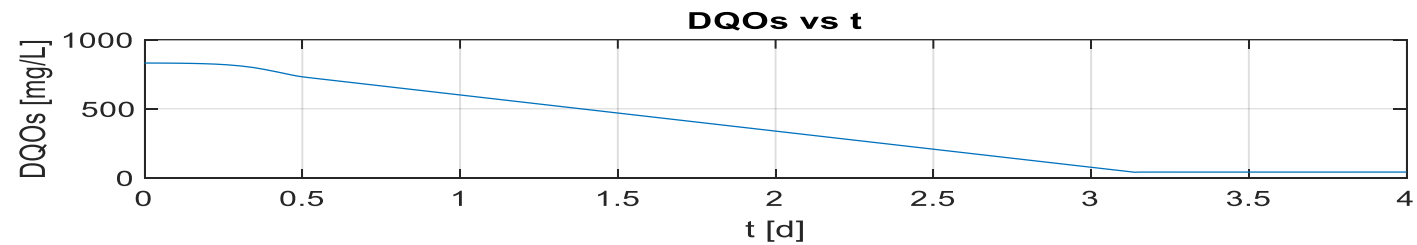
Simulación del NH_4 vs tiempo



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Figura 32

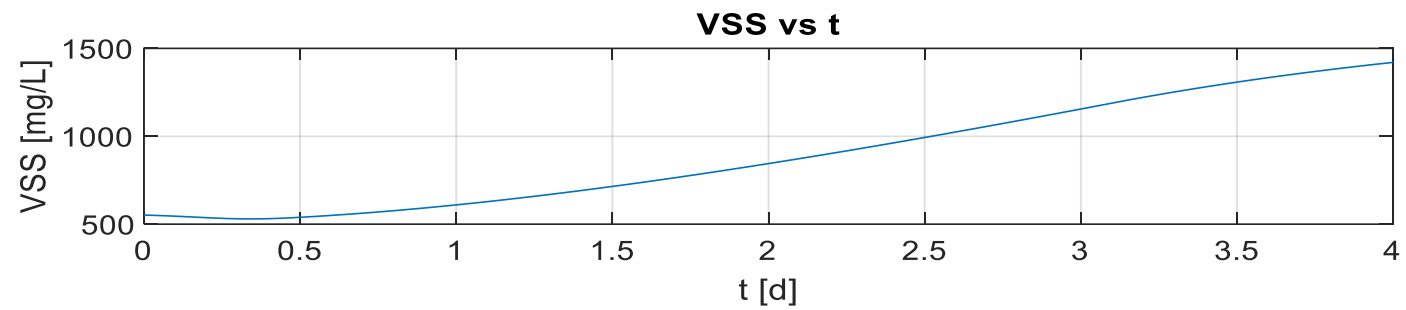
Simulación de la DQOs vs Tiempo



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

Figura 33

Simulación de los sólidos suspendidos volátiles vs Tiempo



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña.

5.2 Análisis estadístico.

Una vez analizados los valores simulados de cada parámetro mencionado, se utiliza R^2 o también llamado coeficiente de correlación múltiple con el fin de validar los valores reales con los valores simulados.

En teoría el coeficiente de relación múltiple nos explica que si el valor de R^2 da cercano a 1 tendrá un porcentaje de error muy bajo, pero si el resultado da un valor cercano a 0 el porcentaje de error será alto, de igual forma en la gráfica de R^2 de cada validación nos da un line recta donde los puntos obtenidos deben estar cercano a la línea para tener una validación correcta, pero si lo puntos obtenidos esta lejanos de esa línea se demuestra que no existe ninguna validación.

El valor obtenido de R^2 a partir de la DQO real y la DQO simulada se da a conocer en la siguiente tabla.

Tabla 18

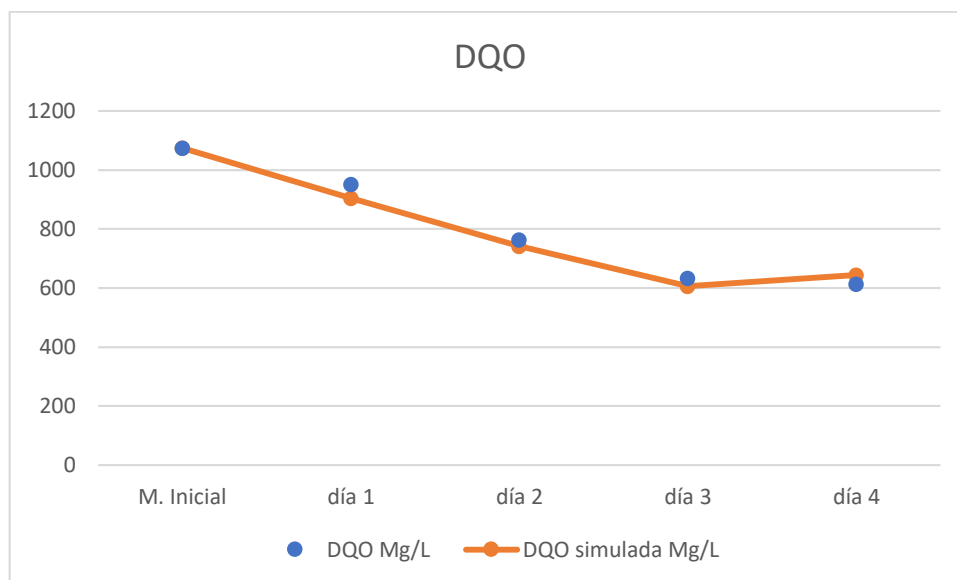
Comparación de la DQO y la DQO simulada

	DQO	DQO simulada	R^2
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	1074	1074	0,9789408
día 1	950,39	903,91	
día 2	762,82	741,67	
día 3	632,45	605,53	
día 4	612,35	643,54	

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 34

DQO real vs Simulado



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

La gráfica da a conocer que la validación de la DQO real y DQO simulada tiene un porcentaje de error bajo ya que los puntos simulados se acercan a la línea de la ecuación. El valor obtenido de R^2 a partir de la NH_4 real y la NH_4 simulada se da a conocer en la siguiente tabla.

Tabla 19

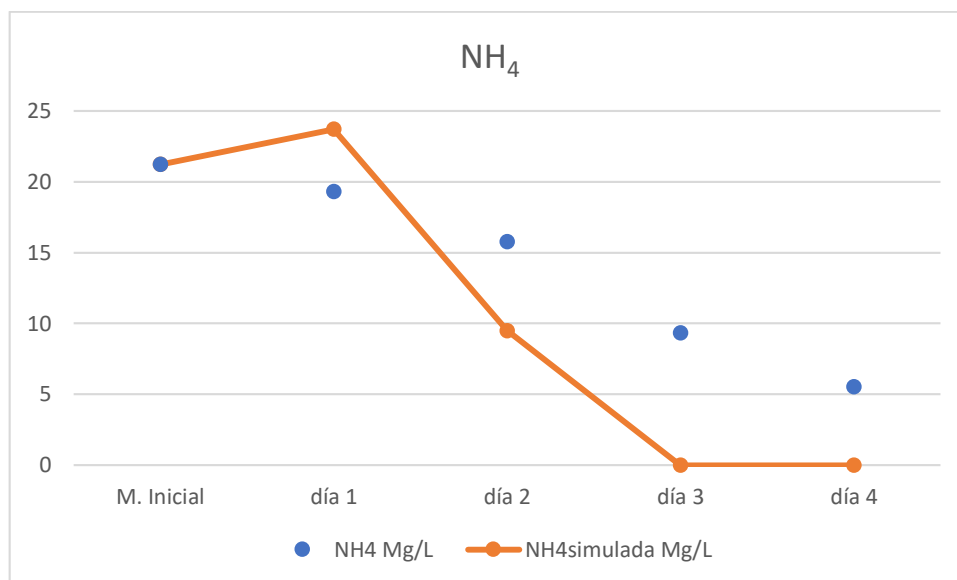
Comparación de NH_4 y el NH_4 simulado

	NH ₄	NH ₄ simulada	R ²
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	21,23	21,23	0,89765
día 1	19,32	23,7	
día 2	15,78	9,5	
día 3	9,34	0	
día 4	5,55	0	

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 35

NH₄ real vs NH₄ simulada



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

La gráfica da a conocer que la validación de la NH₄ real y NH₄ simulada tiene un porcentaje de error bajo ya que el valor de R² es 0,9357 muy cerca de uno y esto hace que los puntos simulados se acercan a la línea de la ecuación.

El valor obtenido de R² a partir de la N Kjeldahl real y la N Kjeldahl simulada se da a conocer en la siguiente tabla.

Tabla 20

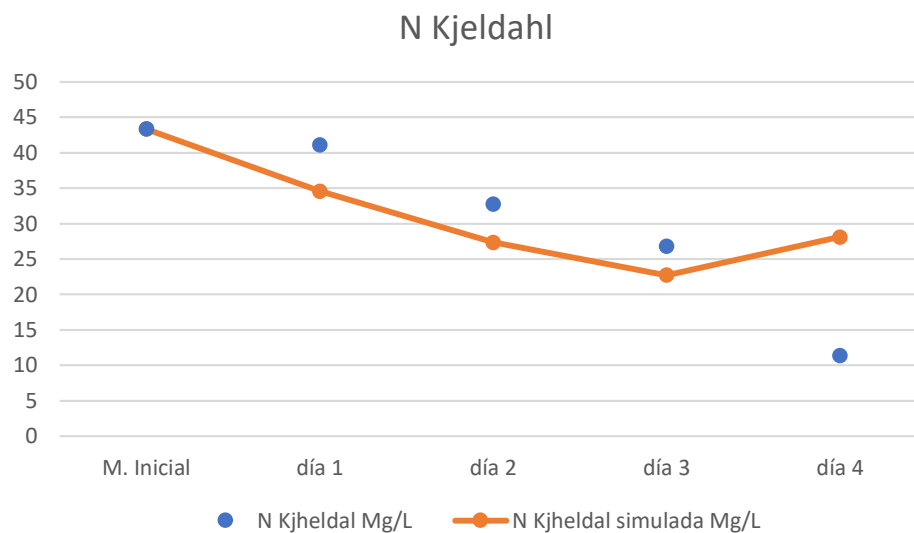
Comparación de N Kjeldahl y el N Kjeldahl simulado

	N Kjeldahl	N Kjeldahl simulada	R ²
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	43,36	43,36	0,445394
día 1	41,08	34,6	
día 2	32,76	27,37	
día 3	26,78	22,74	
día 4	11,34	28,11	

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 36

N Kjeldahl real vs N Kjeldahl simulada



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

La grafica da a conocer que la validación de la N Kjeldahl real y la N Kjeldahl simulada tiene un porcentaje de error alto ya que el valor de R^2 es 0,445394 difiere, aunque en la gráfica parezca muy similares el comportamiento de la curva difiere al final.

El valor obtenido de R^2 a partir de la DQO_s real y la DQO_s simulada se da a conocer en la siguiente tabla.

Tabla 21

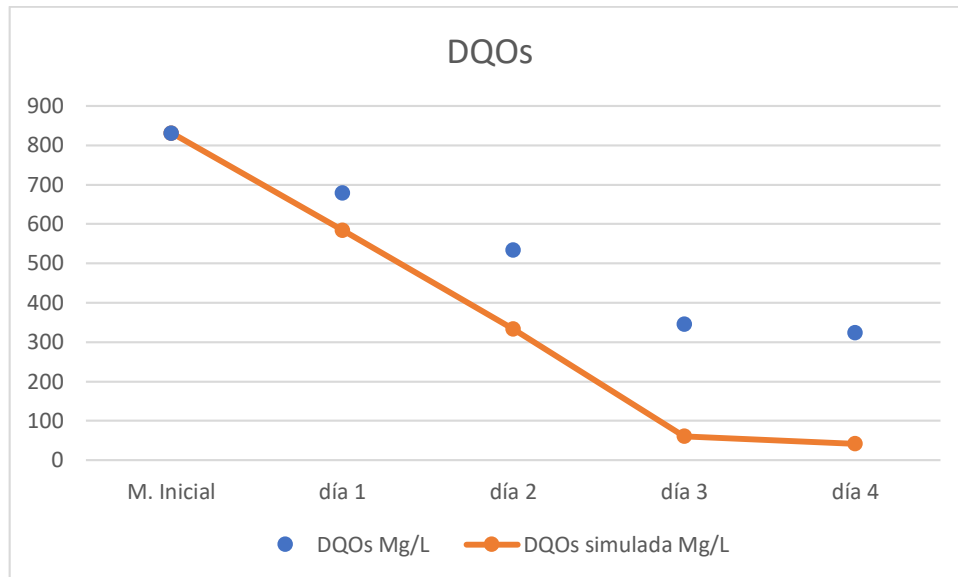
Comparación de DQO_s y el DQO_s simulado

	DQOs	DQOs simulada	R^2
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	831	831	0,9981594
día 1	678,65	584,59	
día 2	534,67	333,24	
día 3	345,26	61,05	
día 4	324,56	41,6	

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 37

DQO_s real vs DQO_s simulada



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

La gráfica da a conocer que la validación de la DQO_s real y la DQO_s simulada tiene un porcentaje de error bajo ya que el valor de R^2 es 0,9981594 muy cerca de uno y esto hace que los puntos simulados se acercan a la línea de la ecuación.

El valor obtenido de R^2 a partir de la SSV real y la SSV simulada se da a conocer en la siguiente tabla.

Tabla 22

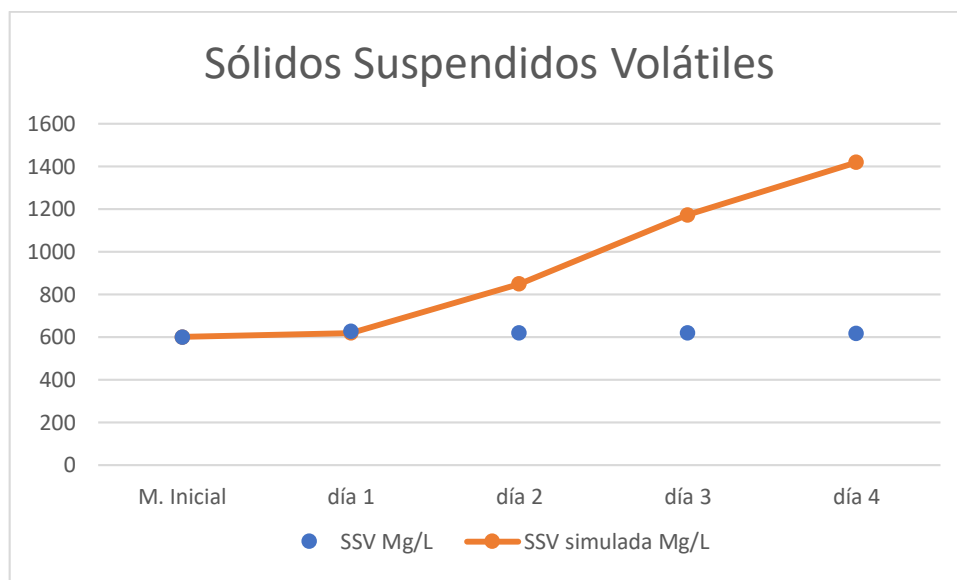
Comparación de SSV y el SSV simulado

	SSV	SSV simulada	R^2
	mg/L	mg/L	
M. Inicial	601,7	601,7	0,048132
día 1	626,8	620,45	
día 2	621,59	850,01	
día 3	620,06	1174,48	
día 4	618,25	1420,06	

Nota: Elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

Figura 38

SSV real vs SSV simulada



Nota: elaborado por Edwin Tigse y Henry Quintuña

La gráfica da a conocer que la validación de la SSV real y la SSV simulada tiene un porcentaje de error alto ya que el valor de R^2 es 0,048132 por lo que existe una discrepancia entre los datos.

5.3 Discusión

Un error que se generó en la simulación son los sólidos suspendidos volátiles, en este caso el valor por defecto de Y_H es muy sensible a cambios, y este fue aplicado por defecto siendo un valor muy importante, este debería ser obtenido mediante cálculos y mediciones ya que este término afecta a las ecuaciones 10, 15, 16 las cuales representan S_s , S_o , S_{on} , de estas ecuaciones S_s afecta directamente a la DQO soluble por lo que este término afecta directamente a los sólidos suspendidos volátiles lo cual hace que se genere este error.

Este mismo valor hace que los valores de nitrógeno Kjeldal representado en la Tabla 18 y de DQO representado en la Tabla 16 en la simulación al final se hayan distorsionado incrementándose levemente.

La simulación de ASM1 en programas no especializados para esa labor no es un tema muy explotado, mucho menos en la simulación con diagramas de bloques por lo que no hay más remedio que externalizar un poco el tema así que para ese punto se analizó el trabajo de Braulio Brunaud llamado “Desarrollo de un Modelo Predictivo para el tratamiento Biológico de RILES en una Planta de Celulosa con Blanqueo ECF” en el que simulan el comportamiento de ASM1 usando lenguaje de programación C++, en el demuestran que aunque los valores no sean los mismos a través del tiempo finalmente las muestras llegan a coincidir con una certeza muy aceptable, en este caso en concreto se puede llegar a una coincidencia porque en los resultados presentados de igual manera lograron obtener un parecido razonable en cuatro de los seis valores analizados y simulados, siendo los sólidos suspendidos volátiles las variables que no coinciden.

En el caso de Jimmy Loaiza (2007) en su trabajo “Modelación del Proceso de Lodos Activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste, del Área Metropolitana de Monterrey, NL” trabaja con un software especializado en simulación

llamado GPS-X con el cual realiza una serie de cálculos resultando en una simulación aceptable, ya que algunas variables no tienen relación con las obtenidas en el laboratorio, en la investigación explica que existen varios factores que pueden alterar los resultados ya sean errores en la toma de muestra o por el diseño de la planta, por ejemplo los SSV en esta investigación están desfasados con los datos de laboratorio mientras el nitrógeno amoniacal sigue la curva establecida en la simulación, gracias a estos datos se puede dar una explicación de que los datos no tengan relación más que al final, puesto que el reactor que se construyó aunque funcional sigue ocupando materiales poco convencionales.

Igualmente, Rodríguez (2015) en su investigación titulada “Optimización de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1” explica a pesar de que se controló el reactor por 7 días consecutivos con casi las 24 horas no se puede estimar el proceso al 100% ya que en algún punto la simulación da problemas. En el caso de su investigación los SSV no podrían estimarse y variaban en los análisis de laboratorio, en este estudio se atribuía el error a algunos flujómetros que estaban defectuosos y tal vez por eso se daba la diferencia.

Al comparar con el trabajo se puede observar concordancia con las investigaciones, pero aun así no es un estado óptimo para poder externalizar más la investigación siendo esta netamente una herramienta para futuras investigaciones.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

6.1 Conclusiones

Los errores obtenidos en la simulación obedecen a el uso de valores por defecto los cuales son muy sensibles a cambios siendo este el caso de Y_H , b_H , y f_P , estos valores pueden solo se pueden tomar por defecto siendo está la última opción, tal es el caso de los sólidos suspendidos volátiles que tienen un acercamiento de apenas el 4% ya que los valores simulados no se comportan como realmente deberían, esto se da principal mente por la variable Y_H la cual afecta directamente a la DQO_P la cual hace que el valor de los sólidos se eleve, dando como resultado que se eleven los sólidos suspendidos volátiles, en su trabajo Brunaud (2008) no pudo simular correctamente las variable nitrogenadas teniendo resultados de 8,2% en nitrógeno amoniacal y 28,6% en nitrógeno Kjeldahl, explica que estos errores se deben a la complejidad del comportamiento de las variables del reactor y que se deberían hacer más mediciones en el sistema para poder estimar el error precisamente y corregirlo.

Los resultados de este modelo pueden ser de ayuda para dar una idea del comportamiento de un reactor biológico de mezcla completa discontinuo, pero no se pueden dar como reales por los valores que se tomó por defecto y por el tiempo que duró el experimento, para tener resultados más cercanos a la realidad el tiempo entre las mediciones debe ser más corto y en general tomar más muestras, estas limitaciones influyen bastante en la obtención de resultado confiables.

En el trabajo se calibraron cuatro parámetros $frxs$, $frsi$, $frxbh$ y $frxba$, estas son fracciones con las cuales se obtienen X_s , S_I , X_{BH} y X_{BA} respectivamente, estas variables no se pudieron obtener en el laboratorio por lo que se procedió a calcular mediante sus fracciones, estas fracciones corresponden a valores muy cercanos a cero y se las obtuvo mediante calibraciones, no es recomendable utilizar este método para la obtención de las

variables, pero por algunos factores independientes del estudio se tuvo que obtener de esta manera, por lo que también serían causales de errores en la simulación.

El modelo ASM1 fue construido en el programa MatLab siendo más específico en la herramienta Simulink, ayudado por los diagramas de bloques se puede realizar simulaciones para evaluar el comportamiento de un reactor de mezcla completa, esto se validó mediante análisis estadístico analizando los valores iniciales obtenidos en el laboratorio.

Para la creación del modelo ASM1 se empleó el protocolo STOWA analizando cada uno de los procedimientos y aplicándolos en el modelo, esto fue de mucha ayuda para no tener complicaciones derivadas de errores metodológicos con esto se validó el modelo con las calibraciones necesarias.

El reactor biológico de mezcla completa fue construido a escala piloto con la finalidad de obtener resultados rápidamente, este reactor fue diseñado con los parámetros establecidos para que toda el agua residual se homogenice y cumpla con los requisitos que se evaluó en el modelo que fue construido en los diagramas de bloques.

La similitud entre el modelo ASM1 y los valores obtenidos en el laboratorio se obtuvo analizando estadísticamente por correlación múltiple evaluando ambos resultados y obteniendo un valor entre 0 y 1, en general el análisis que se obtuvo es positivo ya que solo en unos pocos parámetros esta evaluación generó resultados desfavorables

6.2 Recomendaciones

Algunos valores por defecto como por ejemplo Y_H , b_H , y f_P son muy sensibles a variaciones ya sea en cambios de pH o temperatura, por lo que solo son recomendables si no se tiene los equipos necesarios para su obtención, es mejor obtener estos valores en el laboratorio para que la simulación genere datos cercanos a los reales.

El tiempo de muestreo debe ser más largo ya que generalmente se dan mejores resultados si se toma en cuenta su comportamiento en amplios periodos de tiempo, con ello se reduce el factor humano como error.

Para la obtención de resultados validos es muy importante observar primero que todos los implementos y herramientas estén en buen estado y funcionales, con ello se evitará cualquier error en la obtención de resultados que puedan afectar negativamente al modelo simulado.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Aracil, J., & Gómez, F. (2006). *Introducción a MatLab y Simulink*. Sevilla: Universidad de Sevilla.
- Blanco, D., Barber, R., Malfaz, M., & Salichs, M. Á. (2015). *DIAGRAMAS DE BLOQUES*. Madrid: Universidad Carlos III.
- Bolaños, O. (2014). *Importancia de la simulación en la mejora de procesos*. México: Universidad Autonoma de México.
- Brunaud, B. (2008). *Desarrollo de un Modelo Predictivo para el Tratamiento Biol ógico de RILES en una Plantade Celulosa con Blanqueo ECF*. Santiago de Chile: Universidad de Chile.
- Caravaca, J. (2018). *Diseño de modelos de simulación con control automático para plantas de tratamiento de aguas*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza.
- Casado, C. (2015). *Manual básico de MatLab*. Madrid: Universidad Complutense.
- Espigares, M., & Pérez, J. A. (2014). *AGUAS RESIDUALES. COMPOSICIÓN*. Salamanca: Universidad De Salamanca.
- Fall, C. (2003). *Agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas*. México: Ripda Cyted.
- Fernandez, E. (2019). *Uso del MatLab, clases de reforzamiento y rendimiento académico en estudiantes de análisis matemático*. Chimbote: Universidad San Pedro.
- Flores, A., & Amaringo, D. (2013). *Aguas residuales domesticas*. Morales: Unviersidad Peruana Unión.
- Grau, P. (2007). *NUEVA METODOLOGÍA DE MODELADO MATEMÁTICO INTEGRAL DE LAS EDAR*. San Sebastián: Universidad de Navarra.
- Henze, M. (1986). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d andASM3*. Dinamarca: IAWPRC.

- Hulsbeek, J., & Kruit, J. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated. *Water Science and Technology*, 127-136.
- Jacome, A., & Suárez, J. (2012). *Modelación dinamica de fangos activos: ASMI-IWA*. La Coruña: Universidade da Coruña.
- Laguna, C. (2014). *CORRELACIÓN Y REGRESIÓN LINEAL*. Zaragoza: Instituto Aragonés de Ciencias de la Salud.
- Loaiza, J. (2007). *Modelación del Proceso de Lodos Activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste, del Área Metropolitana de Monterrey, NL*. Toluca: UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO .
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingenieria de aguas residuales*. Madrid: McGraw-Hill.
- Molina, J. (2015). *Aplicaciones de Ecuaciones Diferenciales mediadas por simulaciones interactivas*. Chiapas: CIAEM.
- Muñoz, A. (2008). *Características de tratamientos de aguas residuales*. Hidalgo: Universidad Autonoma del Estado Hidalgo.
- Oropeza, N. (2006). *Lodos residuales: estabilización y manejo*. Quintana Roo: Universidad de Quintana Roo.
- Sapena, A. (2015). *Introducción a la simulación de sistemas dinámicos en “Matlab-Simulink” a partir de la ecuación diferencial que rige su comportamiento*. Valencia: Universitat Politècnica de València.
- Tejero, J. (2010). *Reactores Químicos*. Barcelona: Universitat de Barcelona.
- UNESCO . (2017). *AGUAS RESIDUALES EL RECURSO DESAPROVECHADO*. Montevideo: WWAP.
- Vallejo, A., & Edward, C. (2018). *NÁLISIS OPERATIVO DEL PROCESO DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGANICA POR LODOS ACTIVADOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNIVERSIDAD*

MILITAR NUEVA GRANADA - CAMPUS CAJICÁ, UTILIZANDO EL SOFTWARE LIBRE ASMI. Bogotá: Universidad Católica de Colombia.

Vanrolleghem, P. A. (2002). *Respirometry in control of the activated sludge Process.*

Padstow: IWA Publishing.

Vilanova, R., Santin, I., & Pedret, C. (2017). Control y Operación de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales:Modelado y Simulación. *Revista Iberoamericana deAutomática e Informática Industrial*, 217-233.

8. ANEXOS



UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
OFERTA DE SERVICIOS Y PRODUCTOS

LABORATORIO DE QUÍMICA AMBIENTAL
INFORME DE RESULTADOS

INF. LAB. AMB 50777
 ORDEN DE TRABAJO No. 63296

SOLICITADO POR ¹ :	TIGSE EDWIN		
DIRECCION DEL CLIENTE ² :	STA. ROSA DE CHILLOGALLO		
MUESTRA DE ³ :	AGUA		
DESCRIPCION ³ :	AGUA RESIDUAL PARROQUIA CAUPICHO		
FECHA DE RECEPCION:	23/12/2020	HORA DE RECEPCION:	10H25
FECHA DE ANÁLISIS:	DEL 23/12/2020 AL 28/12/2020		
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS A LA SECRETARIA:	28/12/2020		
CARACTERISTICAS DE LA MUESTRA			
CARACTERISTICA:	MUY TURBIA	ESTADO:	LIQUIDO
OBSERVACIONES:	CONTENIDO: 1 GALON		
* Los resultados que constan en el presente informe se refieren a la muestra entregada por el cliente al OSP. * La fecha de recepción corresponde a la fecha en la que se emite la orden de trabajo.			

RESULTADOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	MÉTODOS	INCERTIDUMBRE %
DBO5	mgO ₂ /L	686	MAM-38 / APHA 5210 B MODIFICADO	10,00
DOO	mgO ₂ /L	1074	MAM-23A / MERCK 112,28,29,132 MODIFICADO	2,00
NITROGENO KJELDAL	mg/L	43,36	MAM-15, MAM-17 / APHA 4500-P C y/o C y E MODIFICADO	-
NITRATOS (N-NO ₃ ⁻)	mg/L	1,9	MAM-43 / APHA 4500-NO3 B MODIFICADO	22,30
NITRITOS (N-NO ₂ ⁻)	mg/L	0,015	MAM-81 / COLORIMETRICO HACH 375 MODIFICADO	22,00
NITROGENO AMONICAL	mg/L	21,23	MAN-78 / DUMAS HYP 56 MODIFIADO	15,00
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	mg/L	653.3	MAM-98 / GRAV 210 B	-
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (SSV)	mg/L	601.7	MAM-21B / ECONTRO 113 MODIFICADO	-

3: DATOS PROPORCIONADOS POR EL CLIENTE Y DE SU RESPONSABILIDAD.



Servicio de
Acreditación
Ecuatoriano

Acreditación N° OAE LE 1C 04-002, LABORATORIO DE ENSAYOS

Los ensayos marcados con (*) NO están incluidos en el alcance de la acreditación del SAE.

B.F. ALICIA CEPA
JEFE DE AREA DE AMBIENTAL





UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
OFERTA DE SERVICIOS Y PRODUCTOS

LABORATORIO DE QUÍMICA AMBIENTAL
INFORME DE RESULTADOS

INF. LAB. AMB 50765
 ORDEN DE TRABAJO No. 72296

SOLICITADO POR ¹ :		TIGSE EDWIN			
DIRECCION DEL CLIENTE ² :		STA. ROSA DE CHILLOGALLO			
MUESTRA DE ³ :		AGUA			
DESCRIPCION ⁴ :		AGUA RESIDUAL PARROQUIA CAUPICHIO			
FECHA DE RECEPCION:	29/12/2020	HORA DE RECEPCION:	10H4 0		
FECHA DE ANALISIS:	DEL 29/12/2020 AL 30/12/2020				
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS A LA SECRETARIA:			30/12/2020		
CARACTERISTICAS DE LA MUESTRA					
CARACTERISTICA:	MUY TURBIA	ESTADO:	LIQUID O	CONTENIDO:	1 GALON
OBSERVACIONES:	* Los resultados que constan en el presente informe se refieren a la muestra entregada por el cliente al OSP. * La fecha de recepción corresponde a la fecha en la que se emite la orden de trabajo.				

RESULTADOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	METODOS	INCERTIDUMBRE %
DBO5	mgO2/L	534,1	MAM-38 / APHA 5210 B MODIFICADO	5,00
DQO	mgO2/L	950,3	MAM-23A / MERCK 112,28,29,132 MODIFICADO	3,00
NITROGENO KJELDAL	mg/L	41,08	MAM-15, MAM-17 / APHA 4500-P C y E MODIFICADO	-
NITRATOS (N-NO ₃)	mg/L	1,45	MAM-43 / APHA 4500-NO3 B MODIFICADO	-
NITRITOS (N-NO ₂)	mg/L	0,01	MAM-81 / COLORIMETRICO HACH 375 MODIFICADO	10,00
NITROGENO AMONIAL	mg/L	28,32	MAN-78 / DUMAS HYP 56 MODIFICADO	15,00
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	mg/L	653,3	MAM-98 / GRAV 210 B	-
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (SSV)	mg/L	601,7	MAM-21B / ECOTRO 113 MODIFICADO	-

1 1/1

R-GO-01-34



Dirección: Francisco Viteri s/n y Gilberto Gatto Sobral- Teléfonos: 2502-262 / 2502-458, ext. 13,18,21,31,33
 Teléfono: 3226740 - E-mail: fcs.osp@uce.edu.ec



UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR

**FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
OFERTA DE SERVICIOS Y PRODUCTOS**

**LABORATORIO DE QUÍMICA AMBIENTAL
INFORME DE RESULTADOS**

INF. LAB. AMB 70165
ORDEN DE TRABAJO No. 92290

Orden de Trabajo No. 2229

SOLICITADO POR:	TIGSE EDWIN				
DIRECCION DEL CLIENTE ¹ :	STA. ROSA DE CHILLOGALLO				
MUESTRA DE ² :	AGUA				
DESCRIPCIÓN:	AGUA RESIDUAL PARROQUIA CAUPICHIO				
FECHA DE RECEPCIÓN:	30/12/2020	HORA DE RECEPCIÓN:	9H45		
FECHA DE ANÁLISIS:	DEL 30/12/2020 AL 4/1/2021				
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS A LA SECRETARIA:			4/1/2021		
CARACTERISTICAS DE LA MUESTRA					
CARACTERISTICA:	MUY TURBIA	ESTADO:	LIQUID O	CONTENIDO:	1 GALON
OBSERVACIONES:	¹ Los resultados que constan en el presente informe se refieren a la muestra entregada por el cliente al OSP. ² La fecha de recepción corresponde a la fecha en la que se emite la orden de trabajo.				

RESULTADOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	MÉTODOS	INCERTIDUMBRE %
DBO5	mgO2/L	501,85	MAM-38 / APHA 5210 B MODIFICADO	5,00
DQO	mgO2/L	762,82	MAM-23A / MERCK 112,28,29,132 MODIFICADO	-
NITRÓGENO KJELDAL	mg/L	32,76	MAM-15, MAM-17 / APHA 4500-P C y/o C y E MODIFICADO	-
NITRATOS (N-NO_3^-)	mg/L	1,3	MAM-43 / APHA 4500-NO3 B MODIFICADO	-
NITRITOS (N-NO_2^-)	mg/L	0,0023	MAM-81 / COLOMETRICO HACH 375 MODIFICADO	-
NITRÓGENO AMONICAL	mg/L	15,76	MAM-78 / DUMAS HYP 56 MODIFICADO	-
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	mg/L	624,3	MAM-98 / GRAV 210 B	-
SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (SSV)	mg/L	621,7	MAM-218 / ECOTRIO 113 MODIFICADO	-





UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
OFERTA DE SERVICIOS Y PRODUCTOS

LABORATORIO DE QUÍMICA AMBIENTAL
INFORME DE RESULTADOS

INF. LAB. AMB 37165
 ORDEN DE TRABAJO No. 32291

SOLICITADO POR ¹ :	TIGSE EDWIN				
DIRECCION DEL CLIENTE ² :	STA. ROSA DE CHILLOGALLO				
MUESTRA DE ³ :	AGUA				
DESCRIPCIÓN ⁴ :	AGUA RESIDUAL PARROQUIA CAUPICHÓ				
FECHA DE RECEPCIÓN:	5/1/2021	HORA DE RECEPCIÓN:	9H46		
FECHA DE ANÁLISIS:	DEL 5/1/2021 AL 6/1/2021				
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS A LA SECRETARÍA:				4/1/2021	
CARACTERÍSTICAS DE LA MUESTRA					
CARACTERÍSTICA:	MUY TURBIA	ESTADO:	LIQUIDO	CONTENIDO:	1 GALON
OBSERVACIONES:	¹ Los resultados que constan en el presente informe se refieren a la muestra entregada por el cliente al OSP. ² La fecha de recepción corresponde a la fecha en la que se emite la orden de trabajo.				

RESULTADOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	MÉTODOS	INCERTIDUMBRE %
DBO5	mgO2/L	500,17	MAM-38 / APHA 5210 B MODIFICADO	10,00
DOO	mgO2/L	632,45	MAM-23A / MERCK 112,28,29,132 MODIFICADO	-
NITROGENO KJELDAL	mg/L	26,78	MAM-15, MAM-17 / APHA 4500-P C y E MODIFICADO	-
NITRATOS (N-NO ₃ ⁻)	mg/L	1,03	MAM-43 / APHA 4500-NO3 B MODIFICADO	5,00
NITRITOS (N-NO ₂ ⁻)	mg/L	0,001	MAM-81 / COLORIMETRICO HACH 375 MODIFICADO	-
NITROGENO AMONICAL	mg/L	9,34	MAN-78 / DUMAS HYP 56 MODIFICADO	-
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	mg/L	810,7	MAM-98 / GRAV 210 B	-
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (SSV)	mg/L	628,7	MAM-21B / ECOTRO 113 MODIFICADO	-





UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
OFERTA DE SERVICIOS Y PRODUCTOS

LABORATORIO DE QUÍMICA AMBIENTAL
INFORME DE RESULTADOS

INF. LAB. AMB 37165
 ORDEN DE TRABAJO No. 32291

ORDEN DE TRABAJO NO. 32231

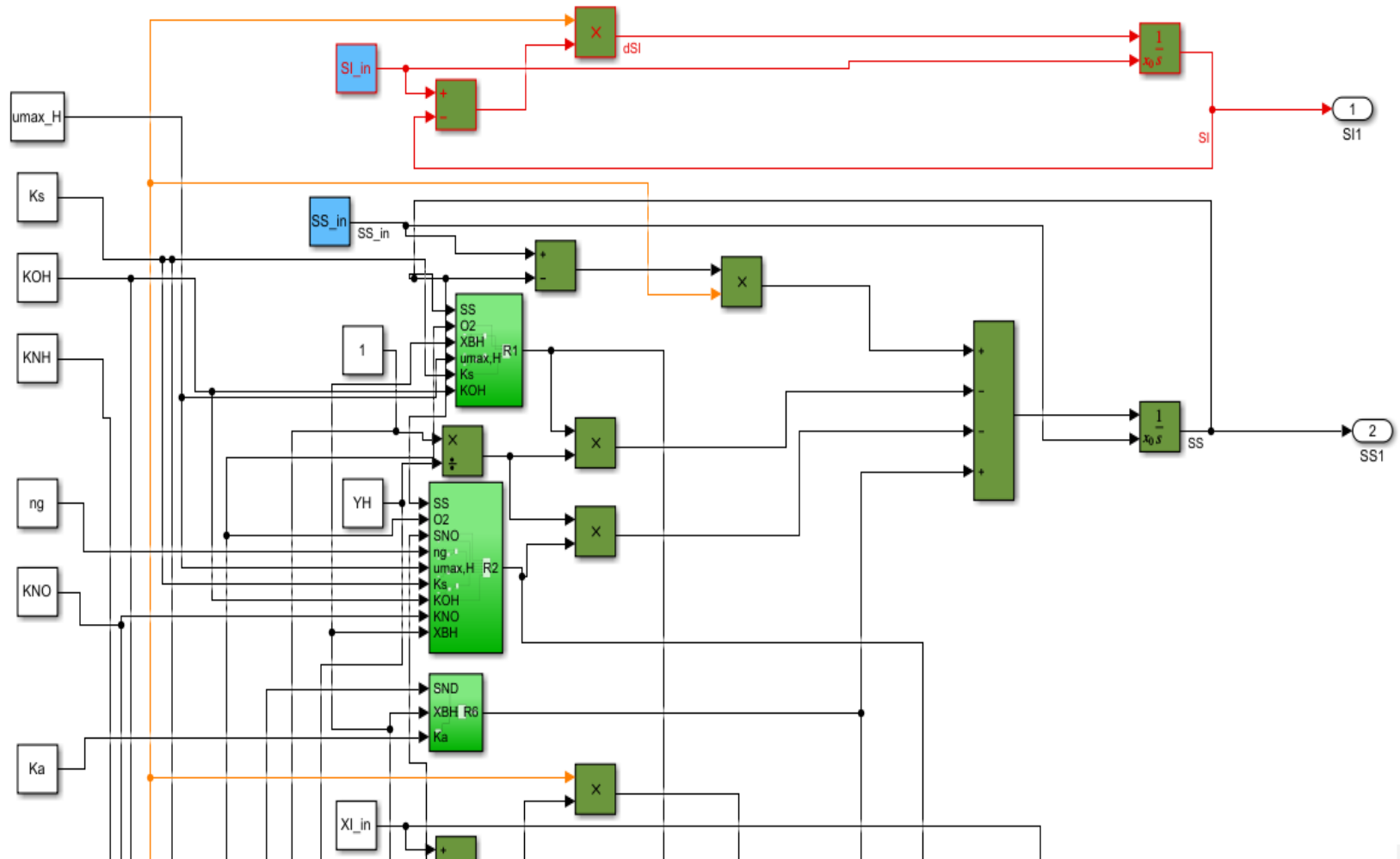
SOLICITADO POR:	TIGSE EDWIN				
DIRECCION DEL CLIENTE:	STA. ROSA DE CHILLOGALLO				
MUESTRA DE:	AGUA				
DESCRIPCION:	AGUA RESIDUAL PARROQUIA CAUPICHIO				
FECHA DE RECEPCION:	6/1/2021	HORA DE RECEPCION:	10H35		
FECHA DE ANALISIS:	DEL 6/1/2021 AL 7/1/2021				
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS A LA SECRETARIA:			7/1/2021		
CARACTERISTICAS DE LA MUESTRA					
CARACTERISTICA:	MUY TURBIA	ESTADO:	LIQUID O	CONTENIDO:	1 GALON
OBSERVACIONES:	1 Los resultados que constan en el presente informe se refieren a la muestra entregada por el cliente al OSP. 2 La fecha de recepcion corresponde a la fecha en la que se emite la orden de trabajo.				

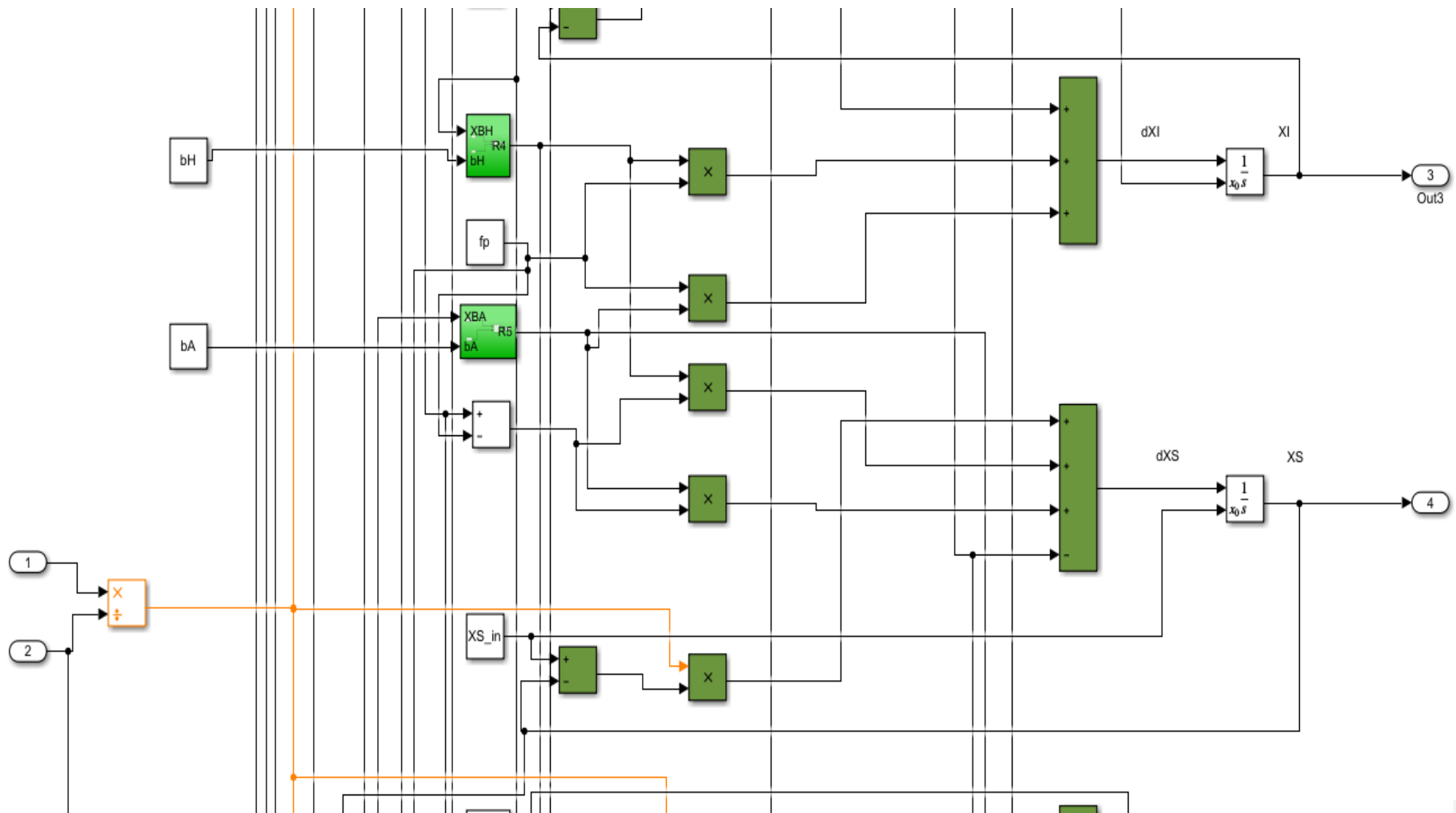
RESULTADOS

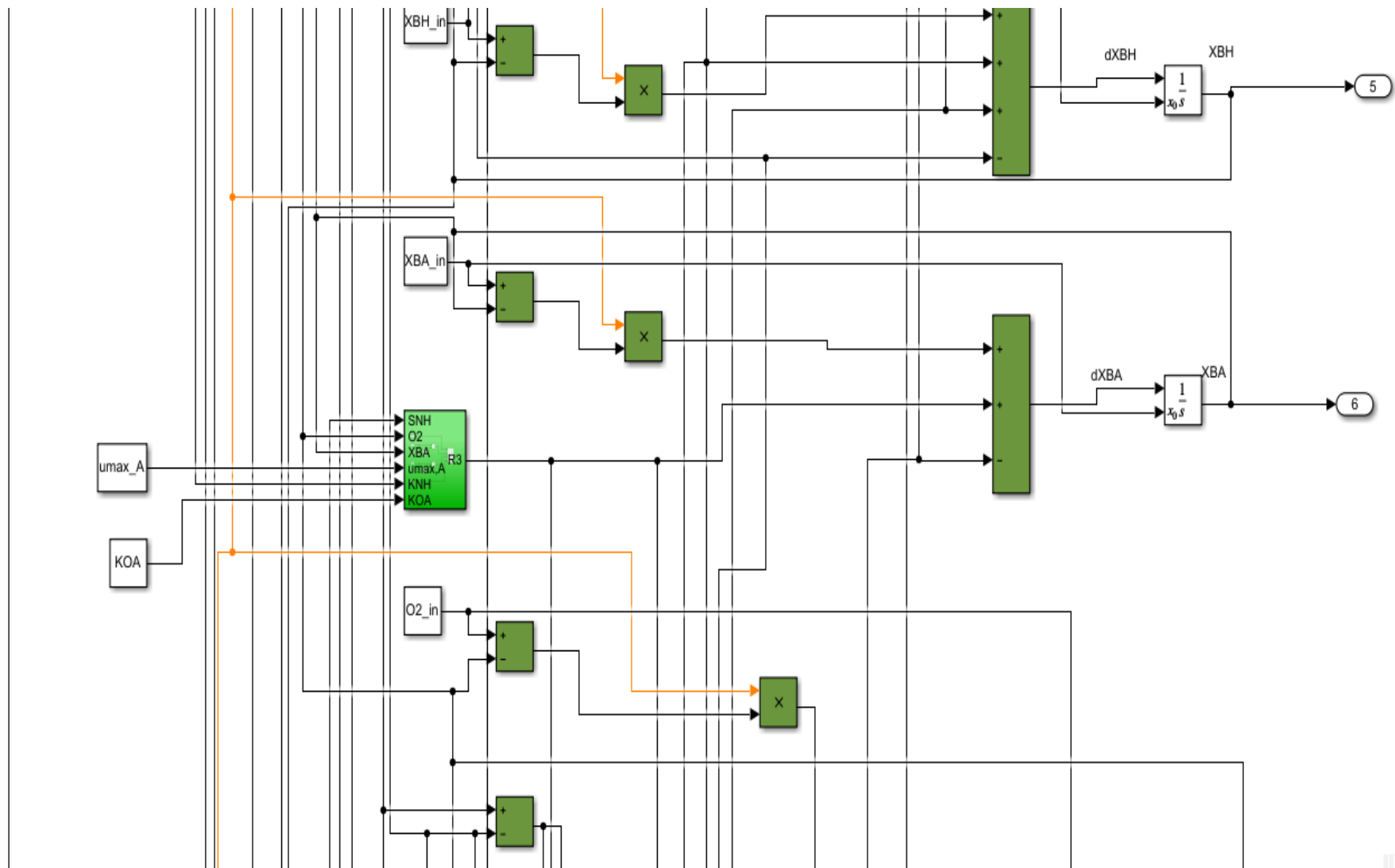
PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	MÉTODOS	INCERTIDUMBRE %
DBO5	mgO2/L	488,46	MAM-38 / APHA 5210 B MODIFICADO	-
DOO	mgO2/L	612,35	MAM-23A / MERCK 112,28,29, 132 MODIFICADO	-
NITRÓGENO KJELDAL	mg/L	11,34	MAM-15, MAM-17 / APHA 4500-P C y/o C y E MODIFICADO	-
NITRATOS (N-NO ₃ ⁻)	mg/L	0,63	MAM-43 / APHA 4500-NO3 B MODIFICADO	-
NITRITOS (N-NO ₂ ⁻)	mg/L	0,00078	MAM-61 / COLOMETRICO HACH 375 MODIFICADO	-
NITRÓGENO AMONIAICAL	mg/L	5,55	MAM-78 / DUMAS HYP 56 MODIFICADO	-
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	mg/L	610,7	MAM-86 / GRAV 210 B	-
SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (SSV)	mg/L	628,7	MAM-218 / ECOTRO 113 MODIFICADO	-

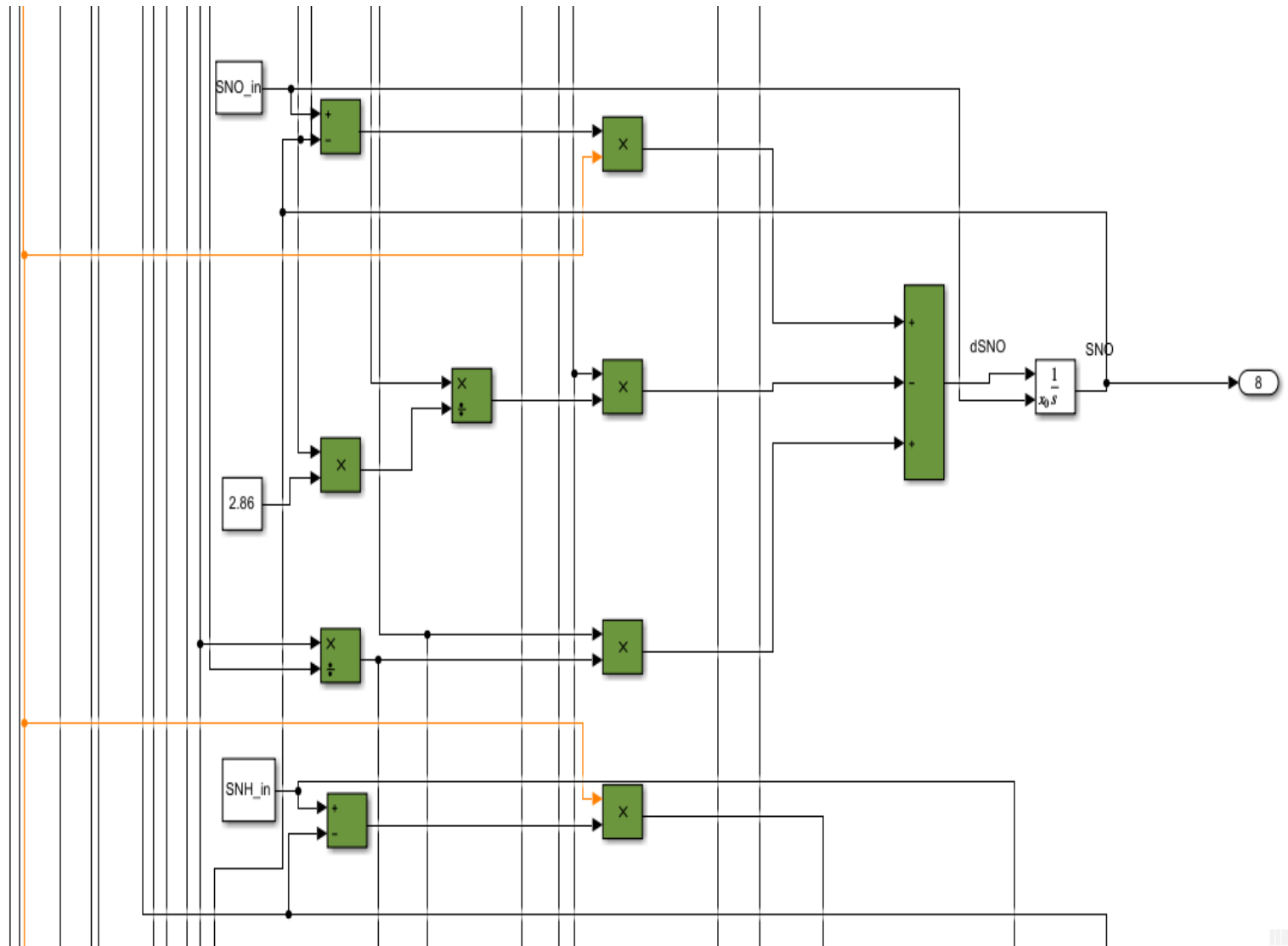


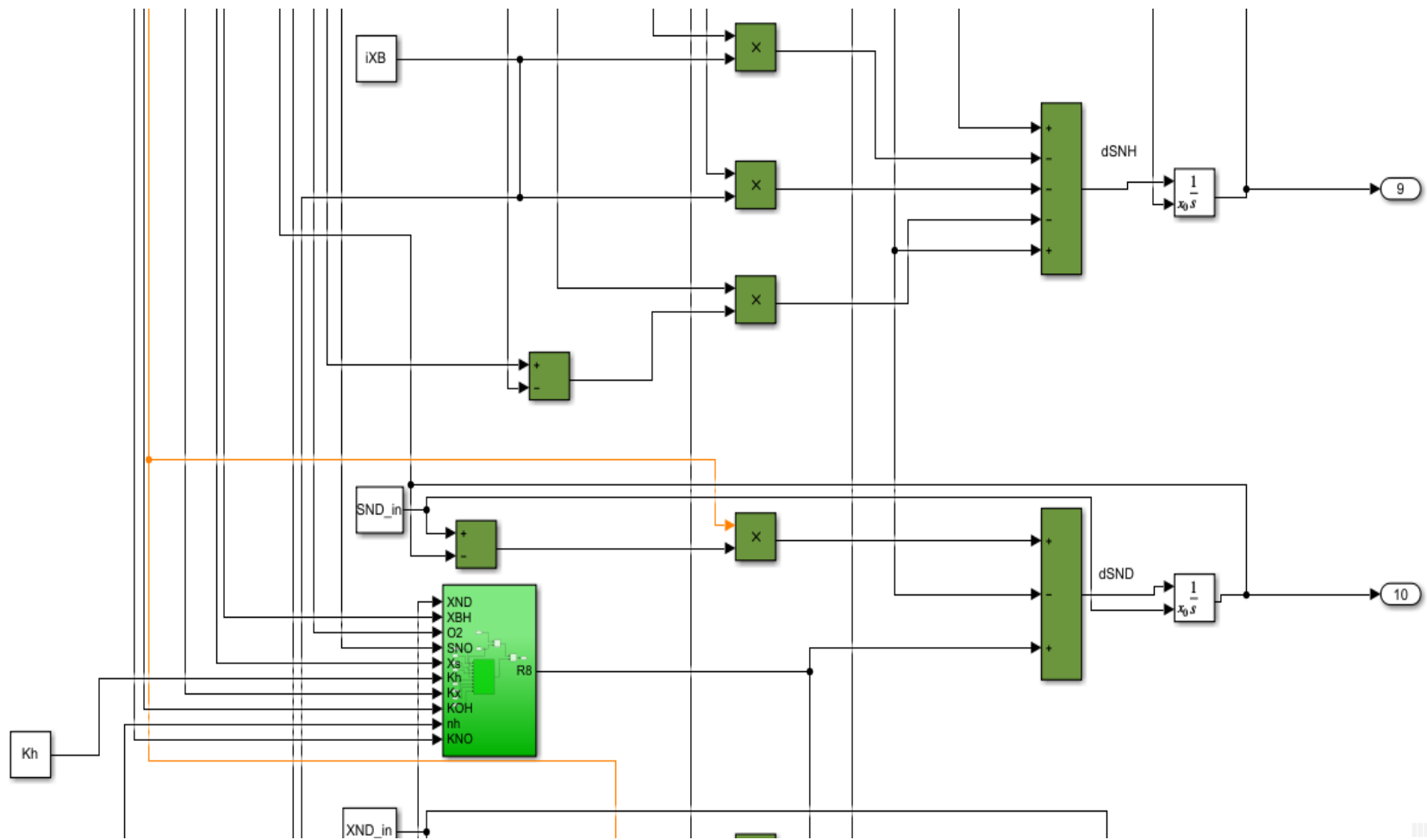
Anexo 1: Diagrama general del modelo ASM1

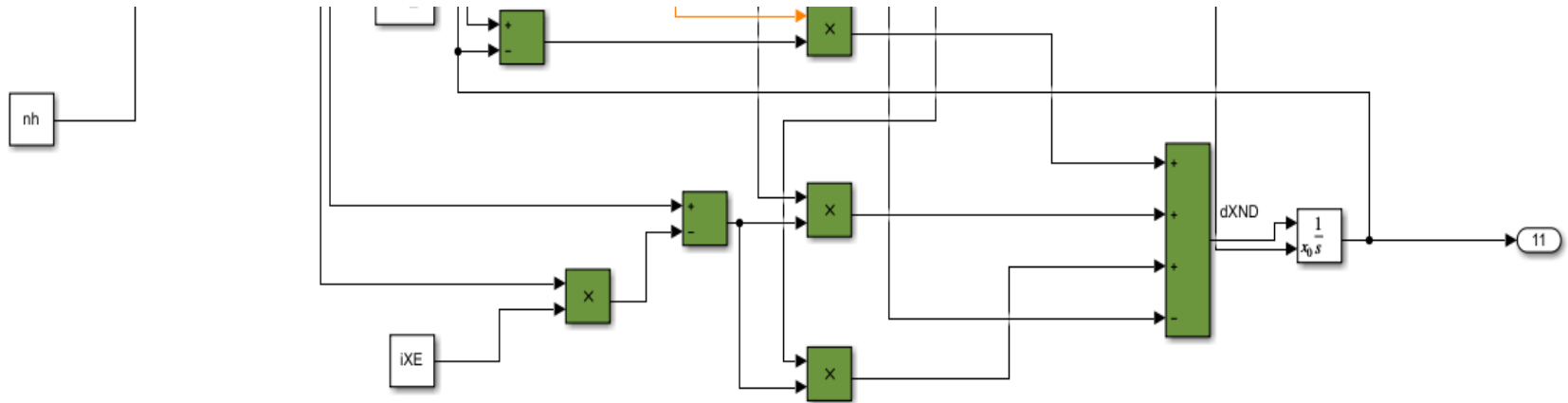












Anexo 2: Editor de valores de condiciones iniciales

```

Editor - C:\Users\ANDRES\Desktop\TESIS ASM1\Valores_Graficas_simulink_final_de_tesis.m
Valores_Graficas_simulink_final_de_tesis.m  cla.m  +
24  %CONDICIONES INICIALES
25  SI_in=41.55;%Materia organica inerte soluble
26  SS_in=789.45;%Materia org'anica biodegradable soluble
27  XI_in=211.25;%Biomasa inerte particulada
28  XS_in=31.59;%Biomasa biodegradable particulada
29  XBH_in=2.39;%Biomasa heterotrofica activa
30  XBA_in=0.23;%Biomasa autotrofica activa
31  O2_in=0.03;%Oxigeno disuelto
32  SNO_in=1.915;%Nitrato y Nitrito
33  SNH_in=21.23;%Nitrogeno amoniacal
34  SND_in=12.35;%Nitrogeno organico soluble
35  XND_in=9.78;%Nitrogeno organico particulado
36  icv=0.4;%
37  Qair=0.0034;%Caudal de aire
38  Cair=95;%Concetracion de aire
39  Q=0;%Flujo volumetrico
40  V=19;%Volumen

```

Anexo 3: Editor de valores de parámetros constantes

```

Editor - Valores_Graficas_simulink_final.m
Valores_Graficas_simulink_final.m  cla.m  +  Variables - out.SNH
1  %PARAMETROS DE CONSTANTES
2  YA=0.24;%Rendimiento biomasa/sustrato para organismos autotrofos
3  YH=0.67;%Rendimiento biomasa/sustrato para organismos heterotrofo
4  fp=0.08;%Fracci'on del decaimiento celular que forma productos inertes
5  iXB=0.086;%Contenido de nitrogeno en biomasa activa
6  iXE=0.06;%Contenido de nitrogeno en biomasa en respiracion endogena
7  Ks=20;%Constante de media saturación con respecto a sustrato
8  KOH=0.02;%Constante de media saturación con respecto a oxigeno para organismos heterótrofos
9  KNO=0.5;%Constante de media saturación con respecto a nitrato
10 bH=0.62;%Constante de decaimiento de organismos heterótrofos
11 bA=0.5;%Constante de decaimiento de organismos autótrofos
12 ng=0.8;%Factor de eficiencia de hidrolisis
13 nh=0.4;%Factor de eficiencia de hidrolisis
14 Kh=3;%Constante de hidrolisis
15 Kx=0.03;%Constante de media saturación para hidrolisis
16 umax_A=0.98;%Constante de crecimiento máximo de organismos autotróficos
17 umax_H=8.14;%Constante de crecimiento máximo de organismos heterotróficos

```


Anexo 4: Tabla de procesos y componentes del modelo ASM1

Componentes, $\rightarrow i$ j Procesos, \downarrow	1 S_I	2 S_S	3 X_I	4 X_S	5 $X_{B,H}$	6 $X_{B,A}$	7 X_P	8 S_O	9 S_{NO}	10 S_{NH}	11 S_{ND}	12 X_{ND}	13 S_{ALK}	Tasas de reacción, ρ_j ($ML^3 T^{-1}$)
Crecimiento aeróbio de heterótrofos		$-1/Y_H$			1			$-(1-Y_H)/(Y_H)$		$-i_{XB}$			$-i_{XB}/14$	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] X_{B,H}$
Crecimiento anóxico de heterótrofos		$-1/Y_H$			1			$-(1-Y_H)/(2.86 Y_H)$		$-i_{XB}$			$\left[\frac{(1-Y_H)}{(14 \cdot 2.86 Y_H)} \right] - i_{XB}/14$	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] \left[\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[\frac{S_{ND}}{K_{ND} + S_{ND}} \right] \eta_s X_{B,H}$
Crecimiento aeróbio de autótrofos						1		$-(4.57 - Y_A)/(Y_A)$	$1/Y_A$	$-i_{XB} - (1/Y_A)$			$(-i_{XB}/14) - (1/7Y_A)$	$\mu_{A,max} \left[\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] X_{B,A}$
Decaimiento de heterótrofos				$1-f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$
1. Decaimiento de autótrofos				$1-f_p$		-1	f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$
Amonificación de N orgánico soluble		1		-1						1	-1		1/14	$k_d S_{ND} X_{B,H}$
2. Hidrólisis de los orgánicos enredados														$k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left(\left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right] + \eta_s \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left[\frac{S_{ND}}{K_{ND} + S_{ND}} \right] - 1 \right) X_{B,H}$
3. Hidrólisis del Nitrog. orgánico enredado											1	-1	-1	$\rho_7 (X_{ND} / X_S)$

Anexo 10: Tabla de procesos y componentes del modelo ASM1

